Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg
(AG. Floristik . . . von 1922)
Herausgegeben von K. Dierßen

Heft 39

DIE VEGETATION DER KLEINGEWÄSSER LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER FLÄCHEN

Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein

von
Ulrich Mierwald

Kiel 1988

Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

Heft 39

DIE VEGETATION DER KLEINGEWÄSSER LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER FLÄCHEN

Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein

von

Ulrich Mierwald

Kiel 1988

Dem Andenken an Herrn Professor E.-W. RAABE gewidmet,

der mich auf den Pfad der Botanik geführt hat

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 1

2. Lage und Kennzeichnung des Untersuchungsgebietes 3
2.1. Übersicht über die Geologie 3
2.2. Klima 5
2.3. Böden 6
2.4. Naturräumliche Gliederung 8

3. Allgemeine Beschreibung der Kleingewässer 12
3.1. Terminologische Probleme 12
3.2. Entstehung und Nutzung 13
3.2.1. Gewässer natürlichen Ursprungs 14
3.2.2. Gewässer indirekt anthropogenen Ursprungs 14
3.2.3. Gewässer direkt anthropogenen Ursprungs 15
3.2. Nutzungswandel 22

4. Vegetationsprägende Faktoren 23
4.1. Die Witterung 23
4.2. Der Boden 24
4.3. Der Mensch 24
4.4. Die Kontaktvegetation 25
4.5. Die Wasserführung 26
4.6. Der Nährstoffgehalt 26
4.7. Das Licht 29
4.8. Der Zufall als Besiedlungsfaktor 29
4.9. Die Vegetationsgeschichte des Kleingewässers 30
4.10. Wildtiere und Phytophagenkomplex 31

5. Physikalisch-chemische Gewässeranalyse 33
5.1. Einführung und Problemstellung 33
5.2. Hydrochemische Untersuchungsmethoden 34
5.3. Ergebnisse aus Daueruntersuchungen 37
5.3.1. pH-Wert 38
5.3.2. Leitfähigkeit (LF) 39
5.3.3. Temperatur (T) 42
5.3.4. Sauerstoffverhältnisse (O_2) 42
5.3.5. Gesamthärte (GH) und Carbonathärte (KH) 42
5.4. Diskussion und Schlußfolgerungen 43

6. Zur Methodik der syntaxonomischen Untersuchung 45
6.1. Probleme bei der syntaxonomischen Vegetationserfassung ... 45
6.1.1. Artenarmut 46
6.1.2. Komplexbildung 49
6.1.3. Determinationsprobleme 55
6.2. Erhebung pflanzensoziologischer Aufnahmen, ihre Zuordnung und Tabellendarstellung 56

7. Kennzeichnung der Vegetationseinheiten 59
7.1. Lemnetea minoris (Tx 55) Oberd. 57
Lemnetalia minoris (Tx 55) Oberd. 57 59
7.1.1. Lemnion minoris (Tx 55) Oberd. 57 61
7.1.1.1. Lemnetum gibbae Bennema 43 emend. Miyawaki & J. Tüxen 60 61
7.1.1.2. Lemno-Spirodeletum polyrhizae (Kelhofer 15) Koch 54 ...62
7.1.1.3. Lemnetum trisulcae (Kelhofer 15) Knapp & Stoffers 62 ..63
7.1.1.4. Ricciocarpetum natantis Segal 63 emend. Tx 74 64
7.1.1.5. Riccielletum fluitantis Slavnic 56 65
7.1.2. Basalgesellschaft der Lemnetea 66
7.1.2.1. Lemna minor-Basalgesellschaft [Lemnetea] 66
7.2. Charetea fragilis (Fukarek 61) Krausch 64 68
7.2.1. Nitelletalia flexilis Krause 69 70
7.2.1.1. Nitella mucronata-Basalgesellschaft [Nitelletalia] 70
7.2.2. Charetalia hispidae Sauer 37
Charion asperae Krause 69 70
7.2.2.1. Charetum vulgaris Krause 69 70
7.2.3. Basalgesellschaft der Charetea 70
7.2.3.1. Chara fragilis-Basalgesellschaft [Charetea] 70
7.3. Potametea pectinati Tx & Prsg. 42
Potametalia pectinati Koch 26 71
7.3.1. Nymphaeion albae Oberd. 57 emend. Neuh. 59 73
7.3.1.1. Myriophyllo-Nupharetum Koch 26 74
7.3.1.2. Potamogeton natans-Basalgesellschaft [Nymphaeion] 74
7.3.1.3. Polygonum amphibium f. natans-Basalgesellschaft [Nymphaeion] 76
7.3.2. Hydrocharition morsus-ranae Rübel 33 78
7.3.2.1. Stratiotetum aloidis Nowinski 30 emend. Miljan 33 78
7.3.2.2. Lemno-Utriculatietum vulgaris Soó (28) 38 81
7.3.2.3. Utricularietum australis Müller & Görs 60 81
7.3.3. Ranunculion aquatilis Passarge 64 82
7.3.3.1. Hottonietum palustris Tx 37 85
7.3.3.2. Ranunculetum aquatilis Sauer 37 86
7.3.3.3. Ranunculetum peltati Segal 67 86
7.3.3.4. Ranunculetum baudotii Br.-Bl. 52 87
7.3.3.5. Ranunculetum hederacei (Tx & Diem. 36) Libbert 40 88
7.3.3.6. Callitriche cophocarpa-Basalgesellschaft [Ranunculion aquatilis] 90
7.3.3.7. Callitriche platycarpa-Basalgesellschaft [Ranunculion aquatilis] 90
7.3.3.8. Callitriche hamulata-Basalgesellschaft [Ranunculion aquatilis] 91
7.3.3.9. Ranunculus trichophyllus-Gesellschaft 91
7.3.3.10. Ranunculus aquatilis agg.-Bestände 92
7.3.3.11. Callitriche palustris agg.-Bestände 92
7.3.4. Potamion pectinati Koch 26 emend. Oberdorfer 57 98
7.3.4.1. Potametum trichoidis Freitag et al. 56 98
7.3.4.2. Zannichellietum palustris (Baum 11) Koch 26 100
7.3.4.3. Potamogeton acutifolius-Basalgesellschaft [Potamion] ..101
7.3.4.4. Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft [Potamion] .101

7.3.4.5. Potamogeton pusillus-Basalgesellschaft [Potamion] 102
7.3.4.6. Potamogeton berchtoldii-Basalgesellschaft [Potamion] ..103
7.3.4.7. Potamogeton pectinatus-Basalgesellschaft [Potamion] ...103
7.3.4.8. Potamogeton crispus-Basalgesellschaft [Potamion] 105
7.3.5. Basalgesellschaften der Potametea 107
7.3.5.1. Elodea canadensis-Basalgesellschaft [Potametea] 107
7.3.5.2. Elodea nutallii-Basalgesellschaft [Potametea] 108
7.3.5.3. Myriophyllum spicatum-Basalgesellschaft [Potametea] ...109
7.3.5.4. Ceratophyllum demersum-Basalgesellschaft [Potametea] ..110
7.3.5.5. Ceratophyllum submersum-Basalgesellschaft [Potametea] .111
7.4. Littorelletea uniflorae Br.-Bl. & Tx 43
Littorelletalia uniflorae Koch 26 112
7.4.1. Hydrocotylo-Baldellion (Vanden Berghen 64) Tx &
Dierssen 72 112
7.4.1.1. Apium inundatum-Basalgesellschaft [Hydrocotylo-Baldellion] 112
7.5. Bidentetea tripartitae Tx & al. ap. Tx 50
Bidentetalia tripartitae Br.-Bl. & Tx 43 115
7.5.1. Bidention tripartitae Nordhagen 40 117
7.5.1.1. Bidenti-Polygonetum hydropiperis Koch 26 emend. Lohm. ap. Tx 50 118
7.5.1.2. Ranunculetum scelerati (Miljan 33) Tx 50 119
7.5.1.3. Bidenti-Rumicetum maritimi (Miljan 33) Tx 79 120
7.5.1.4. Alopecuretum aequalis (Soó 27) Burrichter 60 121
7.5.1.5. Bidens cernua-Basalgesellschaft [Bidention] 122
7.5.2. Basalgesellschaft der Bidentetea 123
7.5.2.1. Rorippa palustris-Basalgesellschaft [Bidentetea] 123
7.6. Isoeto-Nanojuncetea bufonii Br.-Bl. & Tx 43 125
7.6.1. Basalgesellschaften der Isoeto-Nanojuncetea 125
7.6.1.1. Juncus bufonius-Basalgesellschaft [Isoeto-Nanojuncetea] 125
7.6.1.2. Peplis portula-Basalgesellschaft [Isoeto-Nanojuncetea] 127
7.7. Phragmitetea australis Tx et Prsg. 42
Phragmitetalia australis Koch 26 129
7.7.1. Phragmition australis Koch 26 129
7.7.1.1. Schoenoplecto-Phragmitetum australis Koch 26 131
7.7.1.2. Glycerietum maximae (Nowinski 28) Hueck 31 138
7.7.1.3. Sparganietum erecti (Roll 38) Philippi 73 139
7.7.1.4. Acoretum calami (Schulz 41) Knapp & Stoffers 62 141
7.7.1.5. Butometum umbellati Konz. 68 142
7.7.1.6. Sagittario-Sparganietum emersi Tx 53 142
7.7.1.7. Oenantho-Rorippetum amphibiae (Soó 27) Lohm. 50 144
7.7.1.8. Hippuridetum vulgaris Passarge 55 145
7.7.1.9. Cicuto-Caricetum pseudocyperi Boer & Siss. ap. Boer 42 146
7.7.1.10. Eleocharis palustris-Gesellschaft 148
7.7.1.11. Equisetum fluviatile-Gesellschaft 149
7.7.2. Magnocaricion elatae Koch 26 152
7.7.2.1. Caricetum elatae Koch 26 154
7.7.2.2. Caricetum paniculatae Wang. 16 ap. v. Rochow 51 155
7.7.2.3. Caricetum ripariae (Soó 28) Knapp & Stoffers 62 156

7.7.2.4. Caricetum acutiformis Sauer 37 156
7.7.2.5. Caricetum gracilis Almquist 29 157
7.7.2.6. Caricetum vesicariae Br.-Bl. & Denis 26 158
7.7.2.7. Phalaris arundinacea-Gesellschaft 159
7.7.2.8. Peucedano-Calamagrostietum canescentis Weber 78 160
7.7.2.9. Scirpus sylvaticus-Gesellschaft 161
7.7.3. Sparganio-Glycerion Br.-Bl. & Siss. ap. Boer 42 163
7.7.3.1. Glycerietum fluitantis Br.-Bl. 25 emend. Wilz. 35 163
7.7.3.2. Glycerietum plicatae Kulcz. 28 emend. Oberd. 54 166
7.7.3.3. Glyceria declinata-Gesellschaft 167
7.7.3.4. Nasturtietum microphylli Phil. ap. Oberd. 77 168
7.7.3.5. Catabrosetum aquaticae Rüb. 12 169
7.7.3.6. Veronica beccabunga-Basalgesellschaft [Sparganio-Glycerion] 169
7.7.3.7. Berula erecta-Basalgesellschaft [Sparganio-Glycerion] .170
7.7.4. Basalgesellschaften der Phragmitetea 172
7.7.4.1. Alisma plantago-aquatica-Basalgesellschaft [Phragmitetea] 172
7.7.4.2. Iris pseudacorus-Basalgesellschaft [Phragmitetea] 173
7.7.4.3. Mentha aquatica-Basalgesellschaft [Phragmitetea] 174
7.7.4.4. Sium latifolium-Basalgesellschaft [Phragmitetea] 174
7.7.4.5. Lycopus europaeus-Basalgesellschaft [Phragmitetea] 174
7.8. Scheuchzerio-Caricetea nigrae (Nordh. 36) Tx 37 176
7.8.1. Scheuchzerietalia palustris Nordh. 36
Caricion lasiocarpae Vanden Berghen ap. Lebrun et al. 49 176
7.8.1.1. Caricetum rostratae Rübel 12 ex Osvald 23 176
7.8.1.2. Calletum palustris (Osvald 23) Vanden Berghen 52 178
7.8.2. Basalgesellschaften der Scheuchzerio-Caricetea nigrae ...179
7.8.2.1. Menyanthes trifoliata-Basalgesellschaft [Scheuchzerio-Caricetea nigrae] 179
7.8.2.2. Potentilla palustris-Basalgesellschaft [Scheuchzerio-Caricetea nigrae] 180
7.8.2.3. Eriophorum angustifolium-Basalgesellschaft [Scheuchzerio-Caricetea nigrae] 181
7.9. Molinio-Arrhenateretea Tx 37 182
7.9.1. Agrostietalia stoloniferae Oberd. ap. Oberd. et al. 67
Agropyro-Rumicion Nordh. 40 emend. Tx 50 182
7.9.1.1. Ranunculo-Alopecuretum geniculati Tx 37 184
7.9.1.2. Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft [Agropyro-Rumicion] 185
7.9.1.3. Juncus effusus-Bestände 187
7.10. Alnetea glutinosae Br.-Bl. & Tx 43 189
7.10.1. Alnetalia glutinosae Tx 37
Alnion glutinosae (Malc. 29) Meij.-Drees 36 191
7.10.1.1. Carici elongatae-Alnetum glutinosae Koch 26 191
7.10.2. Salicetalia auritae Doing 62 emend. Westh. 68
Salicion cinereae Müller & Görs 58 192
7.10.2.1. Frangulo-Salicetum cinereae Malc. 29 192
7.10.3. Gehölzanpflanzungen 193
7.11. Solanum dulcamara-Schleier 195

7.12. Moos-Gemeinschaften 197
7.12.1. Sphagnum fimbriatum-Gemeinschaft 199
7.12.2. Sphagnum fallax-Gemeinschaft 199
7.12.3. Leptodictyum riparium-Gemeinschaft 199
7.12.4. Drepanocladus aduncus-Gemeinschaft 199
7.12.5. Calliergonella cuspidata-Gemeinschaft 199
7.12.6. Fontinalis antipyretica-Gemeinschaft 199
7.13. Algenwatten 199

8. Synsoziologische Untersuchungen 200
8.1. Kurze Einführung in die Synsoziologie 200
8.2. Probleme bei der synsoziologischen Erfassung der Vegetation 202
8.2.1. Abgrenzung der Aufnahmefläche 203
8.2.2. Abschätzung des prozentualen Flächenanteils der Vegetationseinheiten 205
8.2.3. Sigmeten und Vergesellschaftungen höherer räumlicher Komplexität (Geosigmeten) 208
8.2.4. Dominanzkomplexe 209
8.3. Erhebung der synsoziologischen Aufnahmen, Verarbeitung und Tabellendarstellung 211

9. Kurzcharakteristik der Dominanzkomplexe und Kleingewässer-Typen 217
9.1. Parvopotamion-Typ 217
9.2. Elodea-Typ 219
9.3. Potamogeton natans-Typ 221
9.4. Hydrocharition-Typ 224
9.5. Carex rostrata-Typ 225
9.6. Sparganium-Typ 226
9.7. Glyceria-Typ 229
9.8. Agrostis-Typ 231
9.9. Bolboschoenus-Typ 232
9.10. Typha-Typ 233
9.11. Phragmites-Typ 235
9.12. Salix-Typ 236
9.13. Kleingewässer ohne Zuordnung 238

10. Verlandungsstadien 239

11. Schutzkonzept für Kleingewässer 245

12. Zusammenfassung 253

13. Literaturverzeichnis 255

Anhang 274
Tabellen 2 bis 9....274
Abb. 13: Lage der synsoziologisch aufgenommenen Kleingewässer....282
Stichwortverzeichnis....283

1. Einleitung

Kleingewässer haben als überschaubare Lebensräume schon viele Generationen von Kindern und Jugendlichen fasziniert und ihnen erste Einblicke in die Natur ermöglicht. Wie interessant war es, das Wachstum der Kaulquappen zu beobachten und ihre Entwicklung zu kleinen Kröten zu verfolgen! Abendliche Froschkonzerte, bunte Libellen oder die Larven der Köcherfliegen mit ihren Gehäusen, aber auch die Wasserpest, aus deren Blätter bei Sonnenschein kleine Blasen perlten oder der Igelkolben mit seinen seltsamen Blütenständen waren Eindrücke, die man nicht so schnell vergaß. Nicht zuletzt durch solche Beobachtungen wurde schon bei Vielen ein bleibendes Interesse an der Beschäftigung mit der Natur geweckt.

Während in vielen Gebieten Deutschlands kleinere Gewässer mit Ausnahme der Bäche nur selten anzutreffen sind, wird das Landschaftsbild in einigen Teilen Schleswig-Holsteins auch heute noch von einer Viehzahl von Kleingewässern geprägt. Neben den Knicks stellen sie in den überwiegend agrarisch genutzten Gebieten oft die letzten anthropogen geformte Landschaftsstrukturen dar, die noch einen relativ hohen Artenreichtum zeigen.

Mit der Intensivierung der Landwirtschaft, mit der auch neue Bewirtschaftungsmethoden Einzug nahmen, wurden viele Kleingewässer überflüssig und fortan als störend empfunden. Durch Verfüllung oder Entwässerung sind viele von ihnen inzwischen vernichtet worden. Mittlerweile liegen eine Reihe von regionalen Verlustbilanzen auch aus Schleswig-Holstein vor (RINGLER 1976; RAABE 1979a; DIERKING-WESTPHAL & RÜGER 1982; KELLERHOFF 1984; RIEDEL 1985).

Gleichzeitig mit dem Rückgang der Gewässer stiegen die Erkenntnisse über ihren landschaftsökologischen Wert als Ausgleichsflächen und Rückzugsgebiete für viele Tier- und Pflanzenarten. Trotzdem fehlte bisher eine umfassende Untersuchung der Vegetationsverhältnisse in den Kleingewässern, die unter anderem durch Verlandungsvorgänge ihre Lebensdauer stark beeinflussen können. Vor allem fehlte eine praxisorientierte Typisierung der Kleingewässer, die deren einheitliche Erfassung und Bewertung ermöglichen würde.

Obwohl schon ROLL (1940: 574) bemerkte, daß eine floristische und pflanzensoziologische Charakterisierung der Kleingewässer möglich sei, ist hierüber noch keine detaillierte, über erste Ansätze hinausgehende Untersuchung durchgeführt worden. Aus Schleswig-Holstein liegen außer wenigen Beschreibungen einzelner Tümpel nur einige Veröffentlichungen über bestimmte Vegetationseinheiten (CARSTENSEN 1954: Die Wasserpflanzengesellschaften der Kleingewässer Schleswig-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung des Potamion-Verbandes) oder über die Vegetationsverhältnisse regional begrenzter Nutzungsformen (CHRISTENSEN 1972: Die Vegetation der Mergelkuhlen Fehmarns) vor.

Mit der vorliegenden Arbeit soll versucht werden, die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen zu beschreiben und ihre Gesellschaftsbildung zu untersuchen. Dieser Beschreibung soll eine Abschätzung des Wirkungsgefüges vegetationsprägender Faktoren vorausgehen. Mit Hilfe von pflanzensoziologischen Vegetationseinheiten, die zu charakteristischen Vegetationskomplexen zusammentreten, sollen die Kleingewässer typisiert werden.

Durch diese Arbeit soll der Naturschutz- und Landschaftsplanung eine Methode zur Hand gegeben werden, mit der nicht nur die Inventarisierung und Typisierung von Kleingewässern schnell und zeitsparend durchzuführen ist, sondern mit deren Hilfe auch Erkenntnisse über die zukünftige Entwicklung eines jeden Gewässers abzuleiten sind.

Danksagung

An dieser Stelle sei allen gedankt, die mich bei der Durchführung der Arbeit unterstützt haben. Vor allem danke ich Herrn Prof. K. DIERSSEN für viele anregende Diskussionen und die ständig interessierte wissenschaftliche Begleitung der Arbeit. Herr R. POLLOK half mir im Gelände bei den Dauermessungen und Frau J. WALTER unterstützte mich mit hydrochemischen Untersuchungen. Bedanken möchte ich mich außerdem bei allen ungenannten Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern am Botanischen Institut und der Landesstelle für Vegetationskunde, die durch viele hilfreiche Fragen und Diskussionen den Werdegang der Arbeit beeinflußt haben.
Gedankt sei an dieser Stelle auch den unzähligen Landwirten, die mir, soweit sie angetroffen wurden, meist sehr freundlich das Betreten ihrer Ländereien erlaubt haben und durch viele Auskünfte zu meinem Wissen über die Anlage und Nutzung der Kleingewässer beitrugen.
Mein besonderer Dank gilt Frau A. GARNIEL, die mir nicht nur bei geologischen Fragestellungen, durch das Anfertigen der Zeichnungen und durch viele Korrekturhinweise hilfreich zur Seite stand, sondern auch jahrelang klaglos die Reste von Wasserpflanzen in der Wohnung ertragen hat.

Der Druck dieser Arbeit wurde durch einen Kostenzuschuß aus dem LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN ermöglicht.

2. Lage und Kennzeichnung des Untersuchungsgebietes

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen erstreckten sich auf das gesamte Gebiet des zwischen Nord- und Ostsee gelegenen Bundeslandes Schleswig-Holstein. Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes und des in Teilräumen noch immer vorhandenen Reichtums an Kleingewässern mußten bei den Geländeaufnahmen Schwerpunkte in unterschiedlichen Naturräumen gesetzt werden.

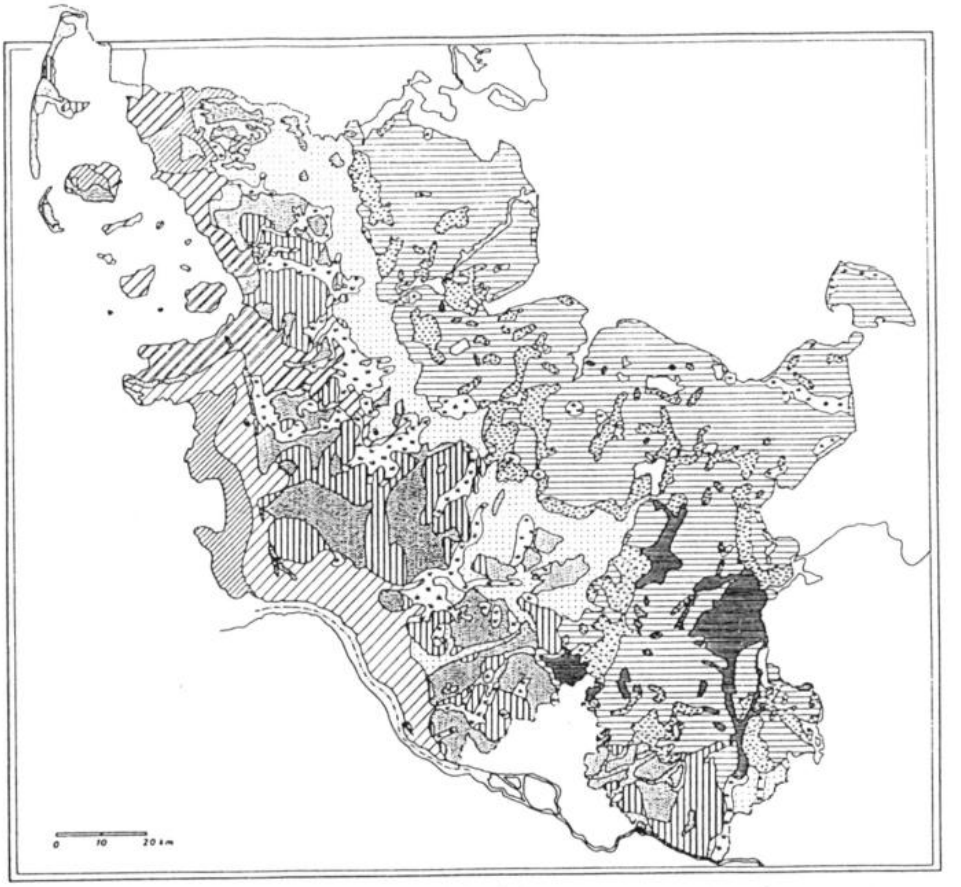
2.1. Übersicht über die Geologie

Ausführlichere Zusammenstellungen zur Geologie Schleswig-Holsteins, wie auch zu Klima und Böden, finden sich unter anderem bei STEWIG (1982). Hierauf beziehen sich im wesentlichen die folgenden, kurzgefaßten Ausführungen.

Das heutige Relief Schleswig-Holsteins wurde mit Ausnahme der Marschen und Flußniederungen weitgehend durch pleistozäne Vereisungen geprägt (s. Abb. 1). Glazigene Prozesse mehrerer Eisvorstöße aus dem skandinavischen Raum schufen einen abwechslungsreichen Formenschatz von Grund-, Stauch- und Endmoränen aus unterschiedlichem Ausgangsmaterial, der durch subglazial entstandene Tunneltäler, Binnensander und Toteishohlformen ergänzt wird. Im Vorfeld der Eisrandlagen schütteten Schmelzwässer weite Sanderflächen auf, die von den durch die Abflüsse geschaffenen Niederungen durchzogen werden.

Zwei Eiszeiten prägten die heutigen Oberflächenformen in Schleswig-Holstein. Die weit nach Westen vorgestoßenen Gletscher der Saale-Eiszeit (ungefähr 150 000 bis 120 000 v.h.) und deren Schmelzwässer schufen die Moränenzüge und Sanderflächen der Hohen Geest. Während der Weichsel-Eiszeit (ungefähr 70 000 bis 11 000 v.h.) unterlagen diese Formen periglazialen Prozessen wie Kryoturbation und Solifluktion, die zu einer Abflachung der Höhenzüge führten. Daraus resultierte das durch weiche Kuppen und sanfte Hänge charakterisierte Landschaftsbild im sogenannten Mittelrücken Schleswig-Holsteins. Die Gletscher der Weichsel-Eiszeit, die nur den östlichen Teil des Landes bedeckten, hinterließen ein heute noch lebhafteres Relief, das eine zusätzliche Verjüngung durch das Abtauen verschütteter Toteisblöcke im Boreal erfuhr. Die in der Regel mit flachem Neigungswinkel von Nordost nach Südwest abfallenden Sander der Weichsel-Eiszeit überlagern einen Teil der saalezeitlich geformten Flächen.
Holozänen Ursprungs sind dagegen die Marschen und die weiten Flußniederungen, die durch Ablagerungen von marinen und fluvialen Sedimenten entstanden sind. Postglaziale Meerestransgressionen führten zu Überflutungs- und Sedimentationsvorgängen an der Küste und zu großflächigen Versumpfungen und Vermoorungen in rückwärtigen Marschen und Flußniederungen. Seit ungefähr 1000 Jahren beeinflussen anthropogene Eingriffe wie Deichbau und Salztorfgewinnung die Küstenbildungsprozesse.

Abb. 1: Geologische Übersicht
(verändert nach: AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUN 1960)



2.2. Klima

Das kühlgemäßigte, subozeanische Klima Schleswig-Holsteins wird durch seine Lage im Durchzugsgebiet atlantischer Tiefausläufer und die damit verbundenen vorherrschenden West- und Südwestwinde bedingt. Die relativ ausgeglichenen Jahresgänge von Temperatur und Niederschlag spiegeln die Lage des Landes zwischen Nord- und Ostsee wieder.

Zwischen den einzelnen Landesteilen bestehen nur geringe klimatische Unterschiede. Einem milden und feuchten Winter folgt ein langdauernder, kühler und relativ trockener Frühling. Der Sommer ist mäßig warm und regenreich, während im Herbst regelmäßig kurze Schönwetterperioden auftreten.

Die mittlere jährliche Niederschlagssumme beträgt 720 mm, wobei die höchsten Werte auf der Geest mit über 800 mm und die niedrigsten auf Fehmarn mit unter 550 mm verzeichnet werden (s. Abb. 2). Die erhöhten Niederschlagswerte am Westrand von Geest und weichselzeitlichen Endmoränen resultieren aus einem orographisch bedingten Aufstieg maritimer Luftmassen.

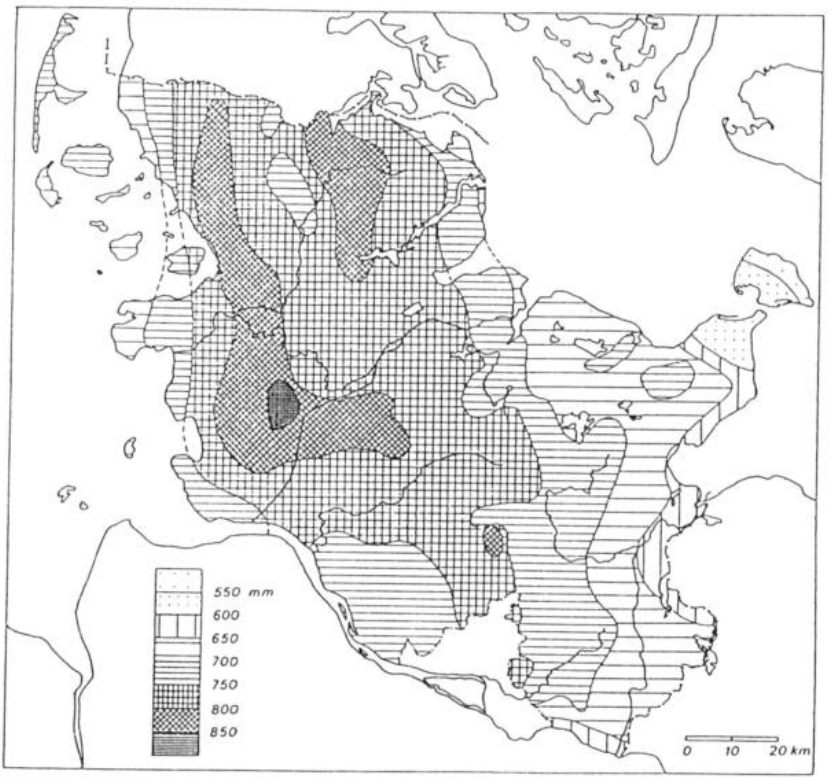


Abb. 2: Mittlere jährliche Niederschlagssummen
(nach: DEUTSCHER WETTERDIENST 1967)

Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,1 °C bei nur geringen Abweichungen in einzelnen Landesteilen. Die durchschnittlichen Januartemperaturen liegen zwischen 0 und 1 °C, die Julimittel schwanken zwischen 16 und 17 °C (DEUTSCHER WETTERDIENST 1967).

Charakteristisch für das Klima Schleswig-Holsteins sind die starken Abweichungen der Monatsmittel von den Normalwerten bei Temperatur und Niederschlag.

Beginn und Dauer der Vegetationsperiode werden entscheidend durch die Verteilung der Land- und Wassermassen geprägt. Im Winter verzögert das Meer durch eine langsame Abkühlung des Wasserkörpers den Temperaturabfall im Küstenbereich; im Frühling und Sommer erwärmt sich dagegen das Landesinnere schneller.

2.3. Böden

Das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung liefern in Schleswig-Holstein überwiegend pleistozäne Geschiebemergel und -lehme, Schmelzwassersande sowie holozäne fluviale und marine Ablagerungen. Folgende Bodentypen sind für das Land bezeichnend:

- Ranker als Rohböden aus Silikaten sind primär im Küstenbereich, sekundär auch in Sand- und Kiesgruben ausgebildet. Sie werden landwirtschaftlich nicht genutzt.

- Durch Verbraunung und Verlehmung entstehen aus unterschiedlichen Ausgangssubstraten Braunerden; durch Tonverlagerung in vorwiegend lockeren Sedimenten mit mittleren Tongehalten und bei höherem Durchfeuchtungsgrad entwickeln sich Parabraunerden. Während Braunerden im engeren Sinne unter den gegenwärtigen Klimaverhältnissen in Schleswig-Holstein nur relativ kurzlebige Übergangsstadien bilden, sind Parabraunerden weit verbreitet (RAABE 1987: 16). Sie unterliegen überwiegend einer intensiven Ackernutzung.

- Podsole bilden sich durch Verlagerung von metallorganischen Verbindungen aus tonarmen, sandigen Substraten. Bei langer Dauer der Bodenentwicklung entstehen sie auch aus tonreichen und carbonathaltigem Material wie Braunerden und Parabraunerden. Feuchte und trockene Podsole sind in den weichselzeitlichen Sandern und Binnensandern weit verbreitet. Aufgrund ihrer Nährstoffarmut wurden viele ehemals landwirtschaftlich genutzte Podsolflächen, auf denen Roggenanbau und Weidewirtschaft vorherrschten, inzwischen aufgeforstet. Die im allgemeinen hohe Wasserdurchlässigkeit des Substrates bedingt in diesen Gebieten eine relative Gewässerarmut.

- Hydromorphe Böden, die sich unter dem Einfluß von Stauwasser (Pseudogley) oder Grundwasser (Gley) entwickeln, bieten optimale Voraussetzungen für die Existenz von Kleingewässern. Bei hohem Nässegrad werden Pseudogleye und Gleye als Dauergrünland genutzt.
  Auch die folgenden Bodentypen werden den hydromorphen Böden zuge-

rechnet: Aueböden aus geschichteten fluvialen Sedimenten sind nur in den Niederungen der Elbe und ihrer Zuflüsse großflächig ausgebildet. Die Marschböden der Westküste entwickeln sich aus marinen Sedimenten. Unter den Marschböden ist die Seemarsch aufgrund ihres Sandanteiles gut durchlüftet und somit ackerfähig. Die Knickmarsch, zumeist aus feinkörnigeren Ablagerungen entstanden, zeigt einen Verdichtungs- und Reduktionshorizont unter der Oberfläche. Die daraus resultierenden Staunässebildungen sind dafür verantwortlich, daß die Grünlandnutzung in der Knickmarsch überwiegt. Organogene Böden werden nach dem Grad ihrer Grundwasserbeeinflussung während der Genese, der sich in der Zusammensetzung der sie aufbauenden Torfe widerspiegelt, in minerogene Niedermoorböden und ombrogene Hochmoorböden unterteilt. Niedermoorböden sind in den Flußniederungen, an verlandenden Seen sowie in Senken weit verbreitet. Sie werden je nach Entwässerungsgrad ackerbaulich oder als Grünland genutzt. Hochmoorböden finden sich vorwiegend auf Sanderflächen und in Flußniederungen. In der Regel werden die inzwischen weitgehend abgetorften Hochmoorflächen als Dauergrünland genutzt.

Ein jüngst überarbeiteter Überblick über die Verbreitung der Bodentypen findet sich bei RAABE (1987: Abb.6).

Von größerem Interesse im Hinblick auf die Zielsetzung dieser Arbeit sind die subhydrischen Böden. Aus der Sicht der Geologie stellen diese Unterwasserböden oft Sedimente dar, die summarisch als Mudden bezeichnet werden. Typisch ausgebildete Unterwasserböden setzen sich aus humosen F- und mineralischen G-Horizonten zusammen. Die F-Horizonte bestehen im allgemeinen aus humifiziertem Plankton und weisen über 1 % organische Substanz auf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 387).
Anhand ihrer Profile können nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (l. cit.) vier typische Unterwasserböden angesprochen werden. (Über die unterschiedliche Anwendung der folgenden Typenbezeichnungen s. GROSSE-BRAUCKMANN 1961):

- Protopedon (Unterwasser-Rohboden) kann aus verschiedenen Ausgangsmaterialien gebildet werden und zeigt ein (F)-G-Profil, in dem der Humusgehalt im obersten Horizont unter 1 % liegt. Bevorzugt ist der Protopedon bei stärkerer Wellenbewegung oder Strömung ausgebildet, da sedimentiertes organogenes Material mit der Wasserbewegung fortransportiert wird. Außerdem ist dieser Bodentyp häufig in neu geschaffenen Kleingewässern anzutreffen.

- Dy (Braunschlamm) bildet sich in sauerstoff- und nährstoffarmen Gewässern. Der F_f-Horizont weist niedrige pH-Werte auf und besteht vorwiegend aus dunkelbraunem organischem Material, das durch Ausflockung der im braungefärbten Wasser gelösten organischen Verbindungen (Huminstoffe) entstanden ist.

- Sapropel (Faulschlamm) bildet sich in nährstoffreichen aber extrem sauerstoffarmen Gewässern. Der F_r-Horizont ist schwarz gefärbt und enthält Metallsulfide. Durch anaerob lebende Mikroorganismen werden

beim Abbau organischer Verbindungen H_2S und CH_4 gebildet. Infolge zunehmender Nährstoffanreicherung und organischer Belastung ist dieser Bodentyp heute in vielen Gewässern anzutreffen. Sapropel kann aufgrund seiner weiten Verbreitung als charakteristischer Bodentyp der untersuchten Kleingewässer angesehen werden.

- Gyttja (Grauschlamm) entsteht in nährstoffreichen und zugleich gut durchlüfteten Gewässern. Der graugrüne bis rotbraune F_h-Horizont besteht überwiegend aus Mineralpartikeln und koprogenen Aggregaten. Aufgrund ihrer elastischen, leberartigen Konsistenz wird die Gyttja auch Lebermudde genannt. Kalkreiche Formen werden als Kalkgyttja (Kalkmudde) bezeichnet. Gyttja war nur in wenigen der untersuchten Kleingewässern ausgebildet.

Die Übergänge zwischen semiterrestrischen und subhydrischen Böden sind gleitend, da erstere überflutet werden und letztere längere Zeit trocken fallen können. Werden Gewässersysteme trockengelegt, so entsteht aus Gyttja ein nährstoffreiches, mit wenigen Einschränkungen landwirtschaftlich gut nutzbares Substrat. Demgegenüber versauern Sapropele nach ihrer Trockenlegung oft sehr stark, da mit Sauerstoff-Zutritt die im Boden vorhandenen Sulfide zu H_2SO_4 oxidiert werden. Solche Böden können landwirtschaftlich kaum genutzt werden (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 388).

2.4. Naturräumliche Gliederung

Durch die unterschiedliche Genese der heutigen Oberfläche ist eine grobe Gliederung Schleswig-Holsteins in fünf weit gefaßte Naturräume vorgegeben.

- Das Östliche Hügelland umfaßt den von der Vergletscherung der Weichsel-Eiszeit geformten Teil des Landes. Die Jungmoränenlandschaft zeigt ein durch glazigene und glazifluviale Prozesse abwechslungsreich gestaltetes Relief, das sich aus einem Mosaik von Moränenketten, Binnensandern und Tunneltälern, Seen und vermoorten Senken zusammensetzt. Vorherrschende Bodentypen sind Parabraunerden, die vergesellschaftet mit Gleyen und Pseudogleyen auftreten. Lokal können Braunerde-Podsole auf Binnensandern ausgebildet sein. In den Senken und Niederungen finden sich überwiegend Niedermoorböden. Bezeichnend für diese Landschaft ist die kleinräumige Vergesellschaftung unterschiedlicher Standorte. Die potentielle natürliche Vegetation (pnV) setzt sich weitgehend aus verschiedenen Einheiten des Melico-Fagetum zusammen.
  Der überwiegende Teil der landwirtschaftlich genutzten Fläche unterliegt einem intensiven Ackerbau (77 %, umgerechnet nach Daten aus STATISTISCHES LANDESAMT 1986: 41). Die Grünlandnutzung ist heute weitgehend auf Niederungen und lokal andersweitig benachteiligte Flächen wie steile Hänge beschränkt.
  In weiten Teilen des Östlichen Hügellandes sind noch heute viele Kleingewässer unterschiedlicher Genese in großer Anzahl anzutreffen.

Insbesondere in Mergelgebieten finden sich viele ehemalige Gruben, in denen Mergel zur Bodenverbesserung gewonnen wurde (vgl. 3.2.3.).

- Die Vorgeest, auch Niedere Geest oder Sandergeest genannt, wird durch die glazifluvialen Ablagerungen der Weichsel-Eiszeit geprägt. Weite Sanderflächen wechseln mit vermoorten Niederungen in ehemaligen Schmelzwasserrinnen. Vorherrschende Bodentypen sind trockene und feuchte Podsole, in denen häufig Ortstein- und Orterdebildungen auftreten. Westlich des Jungmoränenrandes entstanden ausgedehnte Hochmoorflächen, die inzwischen durch Nutzung weitgehend degeneriert sind. Die pnV besteht neben ombrogenen Moorrelikten hauptsächlich aus Gesellschaften des Violo-Quercetum sowie aus feuchten und trockenen Ausbildungen des Querco-Betuletum.
  Während noch 1975 der überwiegende Teil der landwirtschaftlichen Fläche in der Vorgeest ackerbaulich genutzt wurde (52,9 %, zit. nach STEWIG 1982: 123), hat sich in diesem Naturraum in den letzten Jahren ein deutlicher Struktur- und Nutzungswandel vollzogen: So wurden 1985 bereits 58 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche als Grünland bewirtschaftet (STATISTISCHES LANDESAMT l. cit.).
  Kleingewässer sind in der Vorgeest relativ selten, was unter anderem auf die für die Wasserhaltung in weiten Bereichen ungünstigen Substratverhältnisse zurückzuführen ist.

- Die Hohe Geest umfaßt die weitgehend entkalkten Moränengebiete und Sander der Saale-Eiszeit, die durch periglaziale Abtragungsprozesse zum Teil deutlich überformt wurden. Verbreitete Bodentypen sind Braunerde-Podsole und Parabraunerde-Podsole. Kleinflächig haben sich an geeigneten Standorten Hochmoore gebildet. Die pnV setzt sich überwiegend aus Einheiten des Violo-Quercetum und des Querco-Betuletum zusammen, die teilweise mit Ausbildungen des Melico-Fagetum verzahnt auftreten.
  Auf den Moränenrücken ist der Ackerbau noch verbreitet, in den Niederungen überwiegt die Grünlandnutzung. In einigen Gebieten des südwestlichen Holsteins dominiert Hackfrucht- über Getreideanbau.
  Die Anzahl der auf der Hohen Geest erhaltenen Kleingewässer ist je nach vorhandenem Substrat und Nutzung recht unterschiedlich. In sandreichen Gebieten liegt der Grundwasserstand oft so tief, daß eine Wasserführung in flachen Kuhlen nicht immer gewährleistet ist. Als Viehtränken dienen hier oft alte Badewannen, aufgeschnittene Ölbehälter oder Tränkewagen. Auf einigen Moränenrücken stehen Mergelvorkommen unmittelbar unter der Oberfläche an, die bis zum Beginn des Jahrhunderts abgebaut wurden. Hier haben sich wassergefüllte Mergelgruben bis heute in großer Zahl erhalten.

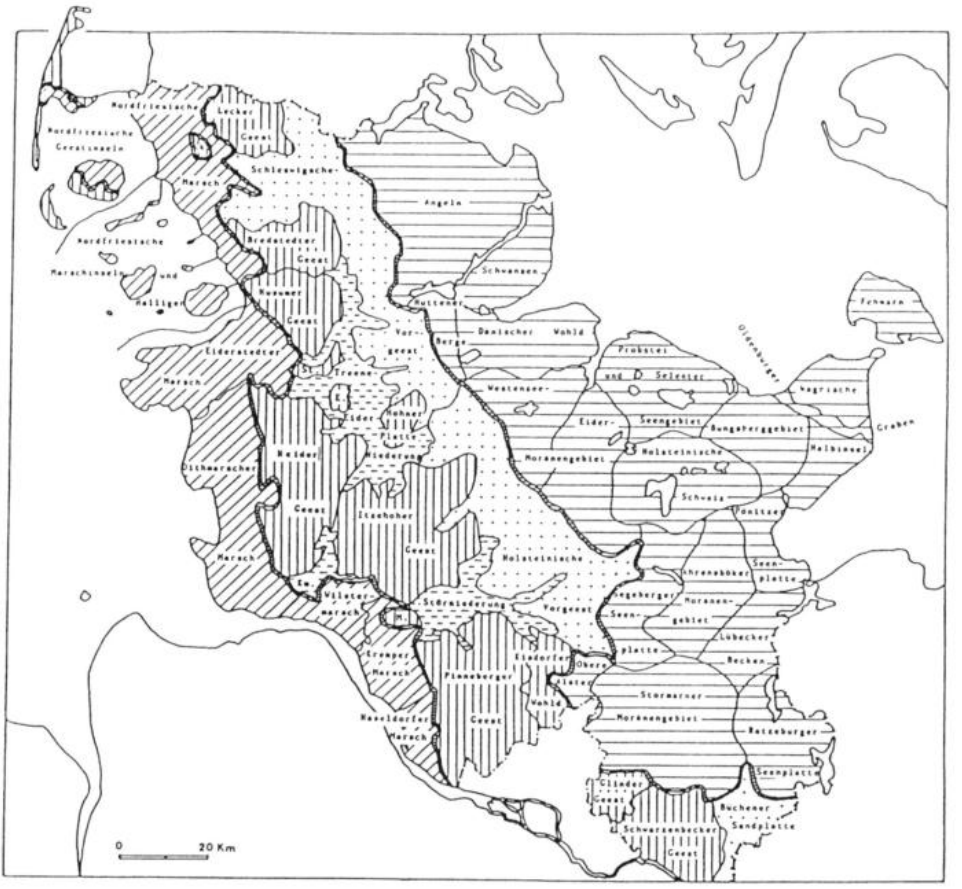
- Zwischen der Vorgeest und einzelnen Höhenzügen der Hohen Geest liegen die weiten Flußniederungen von Treene, Eider und Stör. Diese werden gewöhnlich der Geestlandschaft zugerechnet. Der durch die nacheiszeitlichen Meerestransgessionen bedingte Anstieg des Grundwassers behinderte den Regenwasserabfluß über die durch die Schmelzwässer der Eiszeit geformten Niederungen und führte zu großflächigen Versumpfungen und Vermoorungen. Teilweise kam es dabei zu ausgedehnten Hochmoorbildungen. Als Bodentypen sind entsprechend Hoch- und

Niedermoorböden verbreitet. Die pnV besteht in den Hochmoorgebieten aus nährstoffarmer, ombrogener Moorvegetation oder im Falle irreversibler Bodenveränderungen aus einem sekundären Betuletum pubescentis; in Niedermoorgebieten setzt sie sich aus Einheiten des Carici-Alnetum oder des Fraxino-Alnetum zusammen. Die landwirtschaftliche Fläche wird überwiegend als Grünland genutzt.

- Die Marschen der Westküste wurden durch holozäne Sedimentationsprozesse geschaffen, die das saale- und weichselzeitliche Relief überdeckten. Während Dithmarschen im Zuge der Flandrischen Transgression bis an den Geestrand überflutet wurde, kam es im höher gelegenen Nordfriesland zu ausgedehnten Moorbildungen, die erst zu einem späteren Zeitpunkt vom Meer überflutet wurden. Nach dem Abklingen der Transgression (etwa 4000 v.h.) bildeten sich in Nordfriesland über den Marschen erneut Moore, während in Dithmarschen die Marschbildung erst einsetzte.
  Die Seemarschböden sind weitgehend auf die sogenannte Junge Marsch beschränkt, während die Knickmarschböden für weite Teile der Alten Marsch bezeichnend sind (vgl. Abb. 1). Die pnV wird wahrscheinlich aus Eschen-beherrschten Wäldern gebildet, die zum Teil Erle oder Eiche enthalten.
  Die Seemarschböden werden heute fast ausschließlich ackerbaulich genutzt. Auf Knickmarschböden oder Niedermoorböden über Marsch dominiert die Grünlandnutzung. Eine Überlagerung verschiedener Moorhorizonte führte hier zu verstärkten Sackungs- und Verdichtungsvorgängen, die eine ackerbauliche Nutzung erschweren.
  In den letzten Jahrzehnten sind die Kleingewässer aus dem Bereich der Seemarsch fast gänzlich verschwunden. Trotz intensiven Nachsuchens konnten selbst diejenigen Tümpel nicht mehr aufgefunden werden, die in den neusten Kartenwerken noch verzeichnet sind. Dagegen sind auf den Dauerweiden der Knickmarsch auch heute noch viele Tränken anzutreffen.

Eine feinere Untergliederung der Naturräume Schleswig-Holsteins ist in Abb. 3 wiedergegeben. Auf letztere beziehen sich die Gebietsangaben im weiteren Text.

Abb. 3: Naturräumliche Gliederung Schleswig-Holsteins
(verändert nach STEWIG 1982)



Östliches Hügelland

Flußniederungen

Niedere Geest

Hohe Geest

Marsch

Hauptlandschaftsgrenzen

Grenzen der naturräumlichen Einheiten

E.: Erfder Geest
Kk.: Kornkoog
Km.: Kudenseemoor
M.: Münsterdorfer Geest
St.: Stapelholm

3. Allgemeine Beschreibung der Kleingewässer

Im folgenden Kapitel soll versucht werden, die untersuchten Kleingewässer durch eine allgemeine Beschreibung vorzustellen. Neben terminologischen Problemen wird auf ihre Entstehung und Nutzung sowie auf den Nutzungswandel eingegangen.

3.1. Terminologische Probleme

Unter dem Begriff "Kleingewässer" werden üblicherweise alle kleinräumigen Stillgewässer mit ausdauernder oder periodischer Wasserführung zusammengefaßt. Die Grenzen zwischen Kleingewässern und "Weihern" (natürlichen Flachgewässern) oder "Teichen" (künstlichen Gewässern, meist mit Zu- und Abfluß) sowie Gräben mit überwiegend stagnierendem Wasser sind fließend und werden von einzelnen Bearbeitern unterschiedlich gezogen.
Eine begriffsmäßige Gliederung und Typisierung der Kleingewässer wurde vielfach und nach diversen Kriterien vorgenommen. Bezeichnungen wie "Tümpel", "Kleinteich" oder "Kleinweiher" wurden eingeführt, dann aber von verschiedenen Bearbeitern mit unterschiedlichen Bedeutungen belegt. THIENEMANN (1925, zit. nach KREUZER 1940: 361) bezeichnet Kleingewässer als "Tümpel" und versteht unter diesem Begriff "kleine Teiche", die periodisch austrocknen. KREUZER (1940: 363) und ROLL (1940: 575) unterscheiden zwischen periodisch austrocknenden "Tümpeln" und ausdauernden, also ständig wasserführenden Kleingewässern, die sie als "Kleinteich" oder synonym "Kleinweiher" bezeichnen. Für perennierende Gewässer gibt ROLL (l. cit.) nach Einwänden von Seiten der Fischereibiologen dem Ausdruck "Kleinweiher" den Vorzug, da Teiche im engeren Sinne ablaßbar sein sollten. KÜHLHORN (1965) folgt dieser Einteilung mit dem Zusatz, daß das periodische Austrocknen der Tümpel jahrelang unterbleiben kann. Er stellte zudem fest, daß sich die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in solchen Tümpeln bei mehrjähriger ständiger Wasserführung derjenigen der Kleinweiher weitgehend angleicht.
Für CARSTENSEN (1954: 5) ist der Begriff "Tümpel" nicht zwingend an eine astatische Wasserführung gebunden. In seiner Arbeit sind geringe Tiefe (1 - 2 m) und Ausdehnung (bis 1000 m^2) die entscheidenden Kriterien für die Ansprache eines Gewässers als Tümpel. Er bezieht in seine Untersuchungen über Wasserpflanzengesellschaften der Kleingewässer Schleswig-Holsteins auch Gräben mit vorwiegend stagnierendem Wasser ein, schließt gleichzeitig aber periodisch trockenfallende Tümpel von seinen Betrachtungen aus, da sich in diesen keine Wasserpflanzen entwickeln können.
TISCHLER (1984: 337) verwendet den Begriff "Tümpel" für stehende Gewässer, die im Vergleich zu Teichen und Weihern ein kleineres Becken besitzen. Sie können austrocknen, die Periodizität der Wasserführung sollte dabei aber seiner Meinung nach nicht als unbedingtes Kennzeichen gewertet werden.
Ebenso bezeichnet DREWS (1986: 11) die Ausdehnung als das wichtigste Kriterium zur Charakterisierung des Tümpels. Er führt einige weitere Merkmale an, so unter anderem starke Schwankungen des Wasserstandes

- bis hin zum periodischen Austrocknen - und starke Schwankungen der Konzentrationen gelöster Stoffe im Wasser.

In der vorliegenden Arbeit wird der Begriff "Tümpel" im Sinne von TISCHLER benutzt und dabei aus pragmatischen Gründen auf eine terminologische Unterscheidung zwischen perennierenden und periodischen Gewässern verzichtet, da in der Praxis Wasserstandsänderungen in ihrer gesamten Amplitude nur selten ohne langfristige Beobachtungen erfaßt werden können. Wo immer es sich anbietet, werden einengende und dadurch in gewisser Weise charakterisierende Termini benutzt, die sich für einzelne Gewässer aus ihrer Entstehung oder Nutzung ergeben (z.B. Mergelgruben, Torfstiche, Viehtränken, s. 3.2.).

Eine abweichende, primär auf Trophiestufen beruhende Gliederung findet sich bei WIEGLEB (1980). Seine Hauptgruppen - oligotrophe, dystrophe und eutrophe Kleingewässer - untergliedert er wiederum nach Dauer der Wasserführung in Teiche (perennierende Gewässer) und Tümpel (periodische Gewässer).

In der genannten Arbeit setzt sich WIEGLEB auch etymologisch mit dem Begriff "Tümpel" auseinander. In der norddeutschen Umgangssprache besitzt der Begriff zwei sich überschneidende Bedeutungen: "Kleingewässser mit starken Wasserstandsschwankungen" und "kleines abflußloses Gewässer".

Das Wort "Tümpel" ist entgegen der Ansicht von WIEGLEB (1980: 90) nicht erst seit dem 19. Jahrhundert belegt, sondern findet schon im 16. Jahrhundert Eingang in die deutsche Schriftsprache, und zwar unter Verdrängung der älteren Form "tümpfel", mit der eine "tiefe Stelle im fließenden oder stehenden Wasser, Lache" bezeichnet wurde. Schon im Althochdeutschen tritt es als "tumphilo" in der Bedeutung "Strudel" auf (KLUGE 1975).

3.2. Entstehung und Nutzung

Kleingewässer sind Landschaftselemente von relativ kurzer Lebensdauer, die zwar bezüglich ihrer Genese unterschiedlichen Ursprungs sein können, sich aber darin weitgehend gleichen, daß sie alle mehr oder minder rasch verlaufenden Verlandungsprozessen unterliegen. Die damit verbundene Sukzession aufeinanderfolgender Pflanzengesellschaften führt in der Regel zu stabilen Weiden- oder Erlengebüsch-Stadien, in denen sich der Übergang vom aquatischen zum amphibischen beziehungsweise terrestrischen Lebensraum vollzieht. Diese natürlichen Prozesse können durch anthropogene Einwirkungen (Nährstoffeinleitung, Verfüllung) stark beschleunigt werden. Andererseits kann der Verlandung entgegengewirkt und die Sukzession durch gezielte Eingriffe (Entkrautung, Entschlammung) auf frühe Entwicklungsstadien zurückgeworfen werden. Heute sind die Nutzungsansprüche des Menschen zum wichtigsten Faktor für Existenz und Lebensdauer eines jeden Kleingewässers geworden.

Die untersuchten Kleingewässer können in Abhängigkeit vom Grad der anthropogenen Beteiligung an ihrer Genese in drei Gruppen unterschiedlicher Natürlichkeitsstufen gegliedert werden.

3.2.1. Gewässer natürlichen Ursprungs

- Sölle (Kleingewässer in Toteishohlformen)

Sölle sind kleine wassergefüllte Hohlformen überwiegend glazigenen Ursprungs, die im Postglazial als Einsturztrichter durch Schmelzen von im Sediment eingeschlossenen Toteisblöcken entstanden sind. Im Periglazialbereich können ähnliche Hohlformen aus Bodeneisbildungen oder Pingos entstanden sein. Die Senken besitzen im allgemeinen einen unregelmäßigen Umriß, der durch oft jahrhundertelanges Herumpflügen sekundär abgerundet worden ist. Ihnen fehlt in der Regel jeglicher Zu- und Abfluß (RÖPKE 1929: 156).
Sölle sind zwar in der Jungmoränenlandschaft weit verbreitet, sollen aber, wie KLAFS et al. (1973: 290) anmerken, spätestens seit dem Beginn des Subatlantikums verlandet gewesen sein. Nur in größeren Toteislöchern konnten sich Seen oder bei fortgeschrittener Verlandung Restweiher erhalten. Finden sich heute Wasserflächen in kleinen Toteissenken, so wurden diese sekundär durch Abgrabung, Austorfung oder Überstauung geschaffen.

- Altwässer

Altwässer finden sich in den Niederungen mäandrierender Fließgewässer. Sie entstehen beispielsweise durch Abtrennung von Bögen nach Verlagerung der Hauptströmung. In Schleswig-Holstein sind Altwässer aufgrund von Begradigungen und Eindeichungen der Flüsse und Bäche nur noch selten anzutreffen.

- Überflutungsmulden

Bei Überflutungen im Uferbereich größerer Flüsse oder an der Ostseeküste können direkt angrenzende Flächen durch Ausspülungen vertieft werden. In diesen Überflutungsmulden lagern sich bei längerer Überstauung tonig-schluffige Sedimente ab, die zur Bildung einer wasserundurchlässigen Tonpfanne beitragen. Solche Überflutungsmulden sind in Flußniederungen zwar nicht selten, ihre Wasserführung ist aber aufgrund ihrer geringen Tiefe meist nur periodisch. Unterliegen sie keiner sekundären anthropogenen Vertiefung oder Nutzung, so werden sie rasch von Röhrichten oder Flutrasen besiedelt.

3.2.2. Gewässer indirekt anthropogenen Ursprungs

- Pseudosölle

Im Zuge der niederdeutschen Kolonisation weiter Teile Schleswig-Holsteins wurden im Mittelalter große Waldflächen gerodet und unter Ackernutzung genommen. Gleichzeitig kam mit dem Deutschen Schollenwendepflug eine seit dem 11. Jahrhundert in Mittel- und Nordeuropa neu eingeführte Pflugform zum Einsatz, die den Boden nicht mehr nur anritzte wie ihre Vorgänger, sondern ihn umbrach (vgl. RÖSSNER 1986: 120). Der umgebrochene, nackte Boden war somit den Angriffen von Wasser und Wind viel stärker ausgesetzt, wodurch es zu größeren

Bodenerosionen und damit zur Ausspülung von Ton- und Schluffpartikeln kam, die sich in vorhandenen Senken absetzten. So entstanden an den tiefsten Stellen im Laufe der Zeit wasserundurchlässige Tonpfannen, über denen sich dauerhaft und unabhängig vom Grundwasser Wasser halten konnte. Solchermaßen entstandene Gewässer werden nach KLAFS et al. (1973: 295 f.) als Pseudosölle bezeichnet. Diese Flächen waren einer Acker- und teilweise auch der Weidenutzung entzogen und bildeten zusammen mit verlandeten echten Söllen die "Sichten": immerfeuchte, kalte Senken, die inselartig in bewirtschafteten Ländereien lagen. Erst mit der Erfindung der geschlossen Drainage 1764 durch ELKINGTON in England und verstärkt nach Einführung der Ziegel-Drainröhren seit der Mitte des letzten Jahrhunderts konnten sie planmäßig entwässert und wieder unter Pflug genommen werden (LEISTER 1953).
Pseudosollbildungen können auch heute noch auf Äckern und im Intensivgrünland beobachtet werden, da sich weiterhin - bei künstlicher Beregnung beschleunigt - Bodenverdichtungen durch Tonpfannenbildung vollziehen. Mit Hilfe moderner Landmaschienen können die entstehenden nassen Senken freilich zumeist rasch drainiert werden.

- Deichwehlen

An der Westküste finden sich landseitig von heutigen oder ehemaligen Außendeichen gelegentlich tiefe Gewässer, die nicht auf Bodenentnahme zurückgehen, sondern bei übertretender Sturmflut durch von der Deichkrone herabstürzende Wassermassen geschaffen wurden. Im Verlaufe einer solchen Sturmflut können Deiche auf der landwärtigen Seite durch die Kraft des abwärtsschießenden Wassers angegriffen und soweit erodiert werden, daß sie brechen. Die dann durch das eindringende Wasser erzeugte starke Strömung spült an den Bruchstellen kolkartige Vertiefungen aus (s. etwa PETERSEN & ROHDE 1977: Abb. 109). Da später oft nicht genügend Verfüllungsmaterial zur Verfügung steht, bleiben diese "Wehlen" als Zeugen vergangener Deichbrüche erhalten.

3.1.3. Gewässer direkt anthropogenen Ursprungs

Die folgenden Kleingewässerformen entstanden und entstehen teilweise heute noch durch direkte Eingriffe des Menschen. Sie wurden zumeist planmäßig angelegt und zu bestimmten Zwecken genutzt.

- Viehtränken (Weidekuhlen)

Auf allen Weideflächen, die nicht direkt an einen Graben, Bach oder See grenzen, muß dem Vieh die Möglichkeit geschaffen werden, sich ausreichend mit Wasser zu versorgen. Soweit es Grundwasserstand beziehungsweise stauende Schichten zulassen, werden zu diesem Zwecke Kuhlen gegraben, in denen sich genügend Wasser sammelt und möglichst während der ganzen Weideperiode zur Verfügung steht.

Abb. 4: Zeitgenössische Darstellung der Knickanlage (aus OEST 1767; bei WEBER 1967)

Insbesondere als im Zuge der Verkoppelung gegen Ende des 18. Jahrhunderts die früher gemeinsam bewirtschafteten Flächen aufgeteilt und - primär zur Erhöhung der mit Abgaben belasteten Produktion - in Bauerneigentum überführt wurden, mußten die neu entstandenen Schläge von Wallhecken (Knicks) umgeben werden. Diese dienten neben der Holzproduktion in extrem waldarmen Gegenden hauptsächlich als "lebende Weidezäune" für diejenigen Jahre in der Fruchtfolge, in denen die Flächen einer Beweidung unterlagen (WEBER 1967: 21). Während die Anlage von Knicks allgemein bekannt ist, wird auf die gleichzeitig notwendige Schaffung von Weidekuhlen kaum eingegangen. In Abb. 4 sind verschiedene Tätigkeiten festgehalten, die im Zusammenhang mit der Verkoppelung stehen. Deutlich ist am rechten Knick die frisch ausgehobene Viehtränke zu erkennen.

Je nach Entfernung vom Grundwasserspiegel und nach der Amplitude der Wasserstandschwankungen werden die Tränken tiefer oder flacher angelegt, damit auch zur Zeit des tiefsten Wasserstandes ein ausreichendes Volumen als Reservoir zur Verfügung steht. Die Morphologie der Tränken ist demzufolge hinsichtlich ihrer Durchschnitts- und Maximaltiefe sowie der Neigungswinkel ihrer Ufer variabel.
Einspülungen von Dünger sowie Fäkalieneintrag durch das Vieh bedingen eine Nährstoffanreicherung, aus der gemeinhin eine hohe Phytomasseproduktion resultiert, die wiederum eine relativ rasche Aufhöhung des Gewässerbodens durch organogene Sedimentation nach sich zieht. Die Verlandungsprozesse werden durch den Eintrag von Bodenmaterial aus dem direkten Randbereich der Tränke zusätzlich beschleunigt. Der Boden wird dabei entweder bei entblößter Oberfläche eingeschwemmt oder aufgrund der Trittbelastung in das Gewässer gedrückt. Je steiler ein Ufer angelegt ist, desto größer sind die Bodenmassen, die unter solchen Umständen in die Tränke gelangen können. Die unterschiedliche Festigkeit des Bodenmaterials und damit die Scherfähigkeit der Bodenpartikel ist ein entscheidender Faktor

für die Betretbarkeit der Ufer. Auf festen Sandböden sinken auch schwere Tiere kaum ein, weswegen seitliche Rutschungen und der resultierende Bodeneintrag gering bleiben. Vollkommen anders liegen die Verhältnisse auf Lehm- und Tonböden, in die das Vieh teilweise tief einsinkt und auf denen es leicht ins Rutschen gerät. Hierbei können mit der Zeit größere Bodenmassen in die Tränken gedrückt werden, die sich als "Schwelle" zwischen dem trittbelasteten Flachwasserbereich und tieferen Zonen ablagern. Diese Schwelle wandert bei andauernder Trittbelastung langsam in Richtung Gewässermitte, da ständig weiteres Bodenmaterial nachgedrückt wird. Andererseits meiden aber viele Weidetiere, insbesondere Milchkühe, nach Möglichkeit solche unstabilen und rutschigen Böden und betreten sie nur vorsichtig während des Trinkvorganges. Auf stabilen Sandböden waten sie dagegen häufig in die Weidekuhlen hinein. Um seltener "entschlammen" zu müssen, werden Tränken in Lehm- und Mergelböden bei gleichen Grundwasserständen oft tiefer ausgehoben als solche in Sandböden.
Der aus organogenen Ablagerungen und mineralischen Einträgen zusammengesetzte Schlamm wird regelmäßig aus den Tränken geräumt (Entschlammung, Entlandung). Früher wurden diese stickstoffreichen und oft kalkhaltigen Sedimente auf die umliegenden Ackerflächen ausgebracht. Diese Form der Düngung war beispielsweise nach OTTE (1796, zit. nach CHRISTENSEN 1972: 10) auf Fehmarn weit verbreitet. Der unerwünschten Verkrautung der Tränken wird durch Entfernen der Pflanzenbestände (Entkrautung) entgegengewirkt. Dieser Vorgang muß in nährstoffreichen, produktiven Gewässern oft mehrfach im Jahr wiederholt werden. Viele Tränken sind heute eingezäunt und mit Tränkepumpen ausgestattet, aus denen sich das Vieh nach Anleitung selbständig Wasser schöpfen kann. Dadurch wird der direkte Nährstoffeintrag verringert und das Herabtreten der Ufer verhindert (vgl. aber 7.5.3.).
Viehtränken sind in Schleswig-Holstein noch überall anzutreffen, ihre Zahl ist aber deutlich rückläufig. Ausgediente Badewannen oder Jauchewagen wurden als Ersatz aufgestellt. Neuerdings werden auch Wasserleitungen vom Hof direkt auf die Weiden gelegt. Zudem hat die fortschreitende Rationalisierung in der Landwirtschaft einen Anstieg der Stallviehhaltung zur Folge, der mit einem Rückgang der Weideflächen zugunsten von Ackergrasanbau gekoppelt ist. Damit sinkt auch die Anzahl der benötigten Tränken in der Feldmark.

- Fethinge

Eine spezielle Form der Tränken sind die Fethinge der Marschen und Halligen, die als Trinkwasserreservoire dienen. Im salzwasserbeeinflußten Vorland wurden dazu Gruben ausgehoben und mit Ringwällen umgeben. In diesen Gruben sammelt sich das Niederschlagswasser, während die Wälle sie bei Flut vor Salzwassereinbruch schützen. Aufgrund der Salzfracht durch den Wind und durch Spritzwasser ist die Salzkonzentration in den Fethingen oft beträchtlich, so daß für Mensch und Tier nur Brackwasser zur Verfügung steht.

- Aushubgruben

Bei jeder Entnahme von Boden im Grundwasserbereich oder in stauenden Schichten entstehen Gewässer. Kleinere Aushubgruben, die ausschließlich zur Bodenentnahme angelegt wurden, bleiben später meist ungenutzt. Viele werden wieder verfüllt oder der natürlichen Verlandung überlassen. Solche Gruben wurden nur berücksichtigt, soweit sie sich in landwirtschaftlich genutzten Flächen befinden und eine Maximalgröße nicht überschreiten.

Zwei verbreitete Formen der Aushubgruben seien im folgenden ausführlicher vorgestellt.

- Mergelgruben (Mergelkuhlen)

Im ausgehenden 18. Jahrhundert wurde auch in Schleswig-Holstein die Möglichkeit der Bodenverbesserung durch Mergelung (Ausbringung von kalkhaltigem Lehm auf Ackerflächen) erkannt. In verschiedenen Landesteilen begann man oberflächennah anstehende Mergelvorkommen von mindestens 15 % Kalkgehalt zu nutzen. Bestimmte Leitarten wie Rubus caesius und Ononis spinosa ermöglichten es, Mergelvorkommen auch unter einer entkalkten Oberfläche aufzuspüren (FRUWIRTH 1921: 232). Leicht abbaubare Vorkommen fanden sich häufig in Hangbereichen oder auf den Kuppen von Hügeln, von denen durch fortwährende Erosion die entkalkten Bodenschichten weitgehend abgetragen worden waren. Spätestens seit der zweiten Dekade des letzten Jahrhunderts war die Mergelung allgemein verbreitet und begann erst an Bedeutung zu verlieren, nachdem infolge der Schaffung eines dichten Eisenbahnnetzes billiger Handelsdünger und Ätzkalke leicht verfügbar wurden (JANKE & JANKE 1970: 11). Nach dem ersten Weltkrieg kam die Mergelnutzung allmählich zum Erliegen.

Der Mergel wurde aus Gruben gewonnen, die gewöhnlich mitten auf einer Ackerfläche - möglichst in Hanglage - angelegt wurden. So konnte der begehrte, aber recht schwere Dünger ohne weite Transportwege direkt auf die Flächen aufgebracht werden. Die Gruben besaßen normalerweise mindestens eine flachgeböschte Seite um den Abtransport auf schwer beladenen Wagen zu erleichtern. Gemergelt wurden die Äcker je nach Wirtschaftsverhältnissen im Sommer oder im Herbst. Nach Angaben aus unterschiedlichen Gebieten des norddeutschen Flachlandes lagen die bei einer Mergelung ausgebrachten Mengen zwischen 35 m^3 und 108 m^3 pro ha, wobei die applizierte Bodenmenge vom Kalkgehalt abhängig war (s. DÜRING 1934; WETZEL 1934; JANKE & JANKE op. cit.). Die Wirkungsdauer pro Mergelung betrug bis zu 30 Jahren. Tonhaltiger, kalkreicher Mergel eignete sich besonders zur Bodenverbesserung auf sandigen Böden, auf anderen Böden war die Wirkung eher gering (RÖPKE 1929: 106).

Gewöhnlich sind Mergelkuhlen relativ leicht an ihrem mehr oder weniger viereckigem Umriß und mindestens einer für den Abtransport flachgeböschten Seite sowie an ihrer Lage zu erkennen. Nach dem Ende

der Mergeldüngung wurden die inzwischen wassergefüllten Gruben andersweitig, beispielsweise als Tränken oder Fischteiche, genutzt oder sich selbst überlassen. Viele Mergelkuhlen sind im Zuge der "Landschaftsbereinigung" verfüllt worden, was jedoch früher oftmals Probleme bereitete, da nach jahrzehntelanger Ausbeutung große Bodenmassen zur Auffüllung benötigt wurden.
Mergelkuhlen sind nicht nur in der Jungmoränenlandschaft weit verbreitet. Sie werden auch in denjenigen Bereichen der saalezeitlichen Altmoränen angetroffen, in denen kalkhaltige Horizonte aufgrund periglazialer Abtragungsprozesse oberflächennah anstehen. In Teilen der Lecker Geest wurden solche Schichten im Postglazial oder während mittelalterlicher Rodungsphasen von Flugsanden überdeckt, so daß die Mergelkuhlen in diesem Naturraum gelegentlich wegen ihrer sandigen Ufer nicht gleich als solche erkannt werden.

- Torfstiche

Eine andere Spezialform der Aushubgruben sind die Torfstiche, die bei Entnahme organogenen Bodenmaterials in Nieder- und Hochmooren entstehen. Torfe wurden früher hauptsächlich als Brennmaterial gewonnen. Noch bis vor wenigen Jahrzehnten wurden in Mooren oft regellos verteilt sognannte Bauernkuhlen (kleine Torfstiche für den Hausbedarf) angelegt, die sich als Kleingewässer erhalten haben.
Für die vorliegende Untersuchung ist insbesondere die Torfgewinnung in Niedermooren von Bedeutung. Nach JANKE & JANKE (1970: 9 f.) setzte nach dem Niedergang der Waldwirtschaft im ausgehenden Mittelalter und mit zunehmender Verschärfung im 18. und 19. Jahrhundert eine Brennholzknappheit ein, aufgrund derer die Bevölkerung gezwungen war, sich um die verschiedensten brennbaren Materialien zu bemühen. Da nicht überall größere Hochmoorflächen zur Verfügung standen, begann man auch vermoorte Senken zu enttorfen. So wurden beispielsweise wieder Wasserflächen in den schon seit langem verlandeten Söllen geschaffen (vgl. 3.1.).

- Drainkuhlen

Im Zentrum von teilweise mit dem bloßen Auge kaum wahrnehmbaren Senken werden hin und wieder Kuhlen ausgehoben, die als Sammelbecken für Drainwassser aus staunässegefährdeten Flächen dienen. Der dabei anfallende Aushub wird auf die umliegenden Flächen verteilt, wodurch diese erhöht und teilweise der Staunässengefährdung entzogen werden. Gelegentlich besitzen solchermaßen genutzte Gewässer ableitende Drains.
Mit dem zufließenden Drainwasser gelangen in der Regel vermehrt Nährstoffe aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen in diese Kuhlen. Üppiges Pflanzenwachstum und rasche Verlandung sind die Folgen. Nur häufige Entlandungsmaßnahmen gewährleisten eine Aufrechterhaltung der Speicherfunktion von Drainkuhlen.

- Fischteiche

Werden kleinere Gewässer zu Fischzuchtzwecken angelegt oder ehemalige Aushubgruben als solche bewirtschaftet, so gelangen bei intensiver Nutzung regelmäßig größere Nahrstoffmengen in Form von Dünger oder Fischfutter in den Wasserkörper. Daraus resultieren meist Überdüngungen mit Erscheinungen wie Massenentwicklung von Algen und Makrophyten, zeitweiliger Sauerstoffmangel und vermehrter Sapropelbildung. Während heute nur noch selten kleine Fischteiche angelegt werden, ist dagegen die Sitte verbreitet, Köderfische in vorhandene Kleingewässer unterschiedlicher Nutzung einzusetzen. Überwiegend handelt es sich dabei um Arten wie Leucaspius delineatus (Moderlieschen), Carassius carassius (Karausche) oder Rutilus rutilus (Plötze). Sie werden von Hobbyanglern eingesetzt und bei Bedarf mit Hilfe eines Senknetzes wieder herausgefangen. Überzählige Köderfische werden in noch nicht besetzte Kleingewässer eingebracht. Hoher Fischbesatz in einem Kleingewässer macht sich unter anderem durch eine Trübung des Wasserkörpers bemerkbar, da die Fische ständig feine Bodenpartikel aufschlämmen.

- Bombentrichter

Gelegentlich finden sich in der Nähe größerer Städte oder alter Militäranlagen mehr oder weniger konzentrische Kleingewässer, die aus ehemaligen, heute wassergefüllten Bombentrichtern des Zweiten Weltkrieges hervorgegangen sind. Einige werden heute als Viehtränken genutzt.

- Müllkuhlen

Wassergefüllte Kuhlen zur Deposition von Müll werden nur in den seltensten Fällen zu diesem Zwecke angelegt worden sein. Wohl aber kann jedes Kleingewässer ohne Schwierigkeit in eine Müllkuhle verwandelt werden und diese Funktion bis zu ihrer vollständigen Verfüllung beibehalten. Soweit noch ein gewisses Minimum an Vegetation vorhanden war, wurden auch solche Kuhlen als weitverbreiteter Nutzungstyp in die Untersuchungen einbezogen.

- Naturschutztümpel

Die jüngste, sich zunehmend ausbreitende Nutzungsform für Kleingewässer ist der "Naturschutz". Der Zweck solchermaßen genutzter Gewässer liegt darin, Flora und Fauna Refugialhabitate in der weitgehend "ausgeräumten" Agrarlandschaft anzubieten. In den letzten Jahren erschienen eine Vielzahl von Veröffentlichungen, in denen Anleitungen und Hinweisen zur Anlage, Gestaltung und Pflege von Kleingewässern "im Sinne des Naturschutzes" gegeben wurden. Es sei hier stellvertretend auf Broschüren des LANDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN (1984) und von PRETSCHER (1985)

hingewiesen. Desweiteren wurde eine Flut von Gestaltungshinweisen für Naturschutz-Kleingewässer veröffentlicht, die von verschiedenen Autoren aus häufig unterschiedlichen Blickwinkeln verfaßt wurden. So entstand ein Nutzungstyp "Feuchtbiotop", der in einem Fall besonders für Amphibien geeignet sein soll (beispielsweise ARNOLD 1983; AKKERMANN 1984), ein anderes Mal für Libellen optimale Bedingungen bietet (PRETSCHER 1976; WILDERMUTH 1982) oder das Überleben seltener Pflanzenarten sicherstellen hilft (KRAUSE 1978). Weitere Anlagen mit Gehölzanpflanzungen im Uferbereich dienen primär dem Schutze des Jagdwildes.

Die zum Zwecke des Naturschutzes eingerichtete Kleingewässer lassen sich oft schon relativ leicht an ihrer Form erkennen: ältere Anlagen besitzen meist geradlinige Ufer und eine einheitliche Wasserfläche. Sie sind nicht selten von exotischen Gehölzen umgeben. Jüngere Anlagen besitzen in der Regel eine geschwungene Uferlinie, teilweise morphologisch unterschiedlich gestaltete Uferbereiche und eine oder mehrere Inseln in der Gewässermitte, die als ungestörte Bruthabitate für Enten und andere Tiere dienen sollen. Die Ufer werden nur noch selten und dann meistens mit standortgerechten Gehölzen bepflanzt, im Überflutungsbereich werden gelegentlich Röhrichtarten oder Seggen eingebracht. In Ortsnähe sind einige dieser Gewässer aus Sicherheitsgründen (Kinder!) von Zäunen umgeben.

> Anhand dieser Anlagen kann deutlich verfolgt werden, wie der wissenschaftliche Begriff "Biotop" einen Bedeutungswandel beim Übergang aus der Fach- in die Umgangssprache durchmacht. Umgangssprachlich wird die ursprüngliche Bedeutung (allgemeine Bezeichnung für einen Lebensraum oder Standort von Lebensgemeinschaften) weitgehend auf die Kennzeichnung kleiner Gewässer oder ähnlicher Strukturen mit Feuchtgebietscharakter eingeschränkt, die primär dem Naturschutz dienen sollen. Dabei werden ältere Begriffe wie "Tümpel" oder "Kuhle" langsam ersetzt (vgl. DIERSSEN 1987: 20).

Die zumeist relativ jungen Gewässer dieser Art wurden nur dann in die Untersuchungen einbezogen, wenn sich in ihnen schon ein standortgemäßer Vegetationskomplex entwickelt hatte.

- Weitere anthropogene Kleingewässer

Für eine Reihe inzwischen überholter Nutzungen wurden früher spezielle Kleingewässer geschaffen, deren ursprüngliche Funktionen sich oft nur noch in überlieferten Flurnamen widerspiegeln:

- Flachsteiche zum Rotten von Flachs
- Schafwäschen zum Waschen der Schafe gegen Parasiten
- Tongruben zur Entnahme von Material für die lokale Töpferei
- Eisteiche zur Entnahme von Eisvorräten für den Sommer

Innerhalb von Ortschaften finden sich neben dem Dorfteich, dem JUNGE vor über einhundert Jahren ein umfassendes Biologiebuch für den

Schulunterricht gewidmet hat (Reprint 1985), weitere Kleingewässer mit speziellen Funktionen wie Enten- und Gänsezuchtteiche oder Feuerlöschteiche. Diese wurden aufgrund ihrer Lage nicht in die Bearbeitung einbezogen.

3.3. Nutzungswandel

In einer Kulturlandschaft wird die Vegetationszusammensetzung in erster Linie durch die Nutzung geprägt. An Kleingewässern ist häufig nicht nur die aktuelle Bewirtschaftung von entscheidender Bedeutung; auch die "Nutzungsgeschichte" hinterläßt oft deutliche Spuren. Wird beispielsweise eine Weide, in der eine Tränke liegt, umgebrochen und ackerbaulich weitergenutzt, so entfällt am Ufer des Gewässers die Tritt-und Verbißbelastung. Bereits vorhandene aber bisher ständig geschädigte Pflanzenbestände können sich ungehindert ausbreiten und nicht selten das Einwandern von weiteren Arten unterbinden. Beim umgekehrten Vorgang (Weidenutzung auf Grünlandansaat nach Aufgabe der Ackernutzung) werden im Uferbereich vorhandene, tritt- und verbißempfindliche Röhrichte in kurzer Zeit vernichtet. Dafür können sich auf den nun vegetationslosen Flächen streßtolerante, an die Weidenutzung angepaßte Pionierarten einstellen (s. 4.9.).

Noch vor wenigen Jahrzehnten war ein Nutzungswandel mit sich ändernden Eingriffe in das Vegetationsgefüge von Kleingewässern durch den wirtschaftsbedingten, periodischen Wechsel zwischen Acker- und Weidephase die Regel. Zudem besaßen einzelne Kleingewässer häufig vielfältige Funktionen, die sich in unterschiedlichem Maße auf die Vegetationszusammensetzung auswirkten. So konnten beispielsweise ortsnahe Mergelkuhlen gleichzeitig als Tränke, Fischteich, Eisteich und Badestelle dienen.

Während noch zu Beginn dieses Jahrhunderts solche durch vielfältige Funktionen geprägte Kleingewässer vorherrschten, setzte mit der Intensivierung und Mechanisierung der Landwirtschaft ein umfassender Funktionsverlust ein. Mit Ausnahme von Tränken, Fischteichen und Drainkuhlen wurden keine neuen Kleingewässer mehr geschaffen und vorhandene Strukturen nach Möglichkeit verfüllt oder sich selbst überlassen. Viele der ehemaligen Nutzungsweisen, in deren Rahmen Kleingewässer entstanden, sind inzwischen "ausgestorben", da sie nicht mehr in das heutige betriebswirtschaftliche System der Agrarwirtschaft passen. So werden beispielsweise keine Mergelkuhlen, Torfstiche oder Flachsteiche mehr angelegt. Andere Nutzungsformen sind im Rückgang begriffen (Tränken, Drainkuhlen).

Nachdem in den letzten Jahrzehnten die Konsequenz einer Ausräumung der Agrarlandschaft immer deutlicher hervortrat, wurde zunehmend der Wert von Kleingewässern als relativ naturnahe Strukturen erkannt. Die neue Nutzungsform "Naturschutztümpel" trat nicht nur bei Neuanlagen mehr und mehr in den Vordergrund, vielmehr wurden auch vorhandene Strukturen den neuen Zielvorstellungen durch Entschlammung, Ufergestaltung und Bepflanzung angepaßt.

4. Vegetationsprägende Faktoren

Wie in jedem Ökosystem bestimmt auch im Kleingewässer die Gesamtheit eines Komplexes aus abiotischen und biotischen Faktoren die Zusammensetzung der Vegetation sowie deren Entwicklung von der ersten Pionierflur bis hin zur Schlußgesellschaft. Die Kenntnis dieser sich gegenseitig beieinflußenden Faktoren trägt wesentlich zum Verständnis der Vegetationskomplexe in Kleingewässern bei.
Zwischen größeren, besser untersuchten Systemen wie Seen oder Teichen und den bearbeiteten Kleingewässern bestehen für einige dieser Faktoren gravierende Unterschiede hinsichtlich ihrer qualitativen und quantitativen Auswirkungen. So besitzen Kleingewässer unter anderem deutlich geringere Toleranzgrenzen und Pufferkapazitäten gegenüber autochtonen und allochtonen Änderungen im Faktorengefüge und reagieren dadurch mit größerer Geschwindigkeit und Nachhaltigkeit auf jegliche Eingriffe. Von großer Bedeutung sind in diesem Zusammenhang die Morphologie sowie das relativ geringe Wasservolumen der Tümpel.

Im folgenden Abschnitt sollen die wichtigsten der vegetationsprägenden Faktoren aufgezeigt sowie kurz auf ihre wechselseitigen Beziehungen eingegangen werden.

4.1. Die Witterung

Als lokale Ausprägung des Klimas beeinflußt die Witterung über Niederschlag und Verdunstung die Wasserführung in einem Kleingewässer. Die Niederschläge fallen entweder direkt auf die Wasserfläche oder werden dem Gewässer indirekt als Grund- und Oberflächenwasser zugeführt. In der Regel resultiert aus der jahreszeitlich unterschiedlichen Niederschlagsverteilung und den hohen Verdunstungsraten im Sommer ein mehr oder weniger charakteristischer Jahresgang bei den Wasserständen, der im Winterhalbjahr sein Maximum erreicht. Aufgrund häufiger Abweichungen der jährlichen Niederschlagssummen vom langjährigen Mittel (s. 2.2.) können die Jahresgänge der Wasserstände in einzelnen Jahren recht unterschiedlich ausfallen.

Aufgrund des Sonnenstandes und der Sonnenscheindauer steuert die Witterung auch die Temperaturverhältnisse im Kleingewässer. An heißen Sommertagen führt die starke Erwärmung des Wasserkörpers zu einer thermisch bedingten Durchmischung der freien Wasserschichten (Konvektion) und damit zur besseren Verteilung der Nährstoffe im Wasser. Dichte Vegetationsdecken auf der Oberfläche oder im Wasserkörper setzen die Erwärmung und damit die Konvektion, die auch durch den Wind positiv beeinflußt wird, herab. Da sich zwischen den einzelnen Konvektionen längere Stagnationsphasen einstellen können, sind Kleingewässer im Gegensatz zu den dimiktischen Seen Mitteleuropas polymiktisch (vgl. SCHWOERBEL 1974: 29).
Starke Fröste beeinflussen die Überwinterungschancen von Jungpflanzen und zerstören gelegentlich Rhizomsysteme von Röhrichtarten.

4.2. Der Boden

Die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Böden umliegender Flächen wirken sich in vielfältiger Weise auch auf die Pflanzenwelt der Kleingewässer aus. Durch die Bodenart wird die Wasserdurchlässigkeit und damit die Wasserführung bestimmt. Reine Tonböden und Tonpfannen hemmen einen Wasseraustausch, wodurch Wasserflächen - ausreichende Niederschläge vorausgesetzt - auch über dem Grundwasserhorizont entstehen können (s. Pseudosollbildung, 4.2.). Lehmböden dagegen können den Wasseraustausch besonders bei höherem Sandanteil nicht verhindern. Auf reinen Sandböden finden sich in der Regel nur grundwassergespeiste Tümpel, es sei denn, daß sie als flache Gewässer über Ortsteinbildungen angelegt worden sind. Auch in organogenen Böden stehen die Kleingewässer mit wenigen Ausnahmen im Kontakt zum Grundwasserhorizont.

Die chemische Zusammensetzung des Bodens bestimmt in gewissem Rahmen auch die chemischen Parameter wie Nährstoff-, Basen- und Chloridgehalt im Gewässer. Einwaschungen bestimmter Stoffe aus dem Umland sowie starke Durchmischung von Bodenpartikeln und Wasserkörper bei Neuanlage, Entlandungsmaßnahmen oder durch Tritt verstärken den Einfluß des Bodens auf den Ionenhaushalt des Gewässers.
Andererseits wirkt sich die Vegetation durch Sedimentation organogenen Materials und Torfbildung auch auf die Bodenbildung aus. Organogene Ablagerungsschichten können so mächtig werden, daß der Austausch von Boden- und Tümpelwasser und damit die Zufuhr von Mineralstoffen stark eingeschränkt sein kann.

4.3. Der Mensch

Der Mensch ist mit seinen Gestaltungs- und Nutzungsansprüchen der zweifellos dominierende Faktor in dem Wirkungsgefüge, dem die Kleingewässer unterliegen. Vielfältige direkte und indirekte Eingriffe in den Prozeß der Vegetationsentwicklung sind die Folge. Unter dem Faktor "Mensch" sei hier der anthropozoogene Komplex aus dem Menschen und seinen Nutztieren wie Kühe, Rinder, Schafe und Gänse verstanden.

Die direkten Eingriffe können in vier Gruppen gegliedert werden:

- Gestaltung

  Wie unter 3.2. ausgeführt, sind die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Kleingewässer mit wenigen Ausnahmen direkt anthropogenen Ursprungs. Der Mensch betimmt mit seinen Nutzungsintentionen und unter Berücksichtigung der hydrologischen und edaphischen Rahmenbedingungen die Morphologie des Gewässers (Größe, Tiefe, Utergestaltung).

- Nutzung

  Die diversen Nutzungsformen wirken sich in unterschiedlichem Ausmaß und mit verschiedenen Wirkungsketten prägend auf die Vegetationszusammensetzung aus, so unter anderem durch:

- direkte Eutrophierung in Tränken und Fischteichen,
- Tritt und Verbiß an Tränken, die nicht abgezäunt sind,
- Verstärkung der Wasserstandsschwankungen bei Wasserentnahme oder Verringerung der Amplitude durch Einleiten von Drainwasser,
- Einbringen von Wasser- und Sumpfpflanzen in Zierteiche und Naturschutztümpel,
- Verschmutzung und Vermüllung, wobei gelegentlich auch toxische Substanzen in die Gewässer gelangen.

Diese Aufzählung ließe sich fortsetzen.

- Erhaltung

Um bestimmte Nutzungsfunktionen aufrechtzuerhalten werden auch heute noch regelmäßig Entkrautungs- und Entschlammungsmaßnahmen durchgeführt, die der natürlichen Sukzession entgegenwirken. Dabei werden immer wieder vegetationsarme oder -freie und somit konkurrenzarme Flächen geschaffen, die von Pionierarten besiedelt werden können.

- Vernichtung

Nachdem sie ihre Nutzungsfunktion verloren haben und somit scheinbar "überflüssig" und "störend" geworden sind, werden viele Kleingewässer durch Entwässerung oder Verfüllung aktiv vernichtet. Dieser Prozeß kann zum Beispiel bei einer Entwässerung durch das Legen eines Drainrohres rasch vonstatten gehen. In anderen Fällen erstreckt er sich über längere Zeiträume, etwa wenn ein Tümpel nach und nach zugepflügt wird. Viele Kleingewässer werden durch periodisch anfallendes Material (Strohreste, Bauschutt, Hausmüll, Bodenaushub) schubweise unter Zerstörung von Teilbereichen verfüllt, wobei die Lebensgemeinschaften in ihnen mit fortschreitendem Verfüllungsgrad zunehmend beeinträchtigt werden.

Indirekte Eingriffe in den Sukzessionsverlauf und in die Ausbildung des Vegetationskomplexes ergeben sich aus der Kontaktnutzung (Acker, Weide, Wiese, Naturschutz). In diesem Zusammenhang seien vor allem Änderungen des Grundwasserspiegels, die allgemeine Eutrophierung der Landschaft, mit der Nährstoffeinwaschungen in die Gewässer einhergehen, sowie der Herbizideinsatz auf den Kontaktflächen genannt. Auch die mit unterschiedlicher Zielsetzung angelegten Gehölzpflanzungen am Uferrand (Unterstand für Jagdwild, Schutz vor Verkrautung, Schutz vor Dünger-und Herbizideinwirkungen aus den benachbarten Flächen) können die Vegetationsentwicklung in einem Gewässer durch Beschattung und Fallaubeintrag negativ beeinflussen (s. 4.4.).

4.4. Die Kontaktvegetation

Die auf dem höheren Ufer entwickelte Kontaktvegetation kann die Vegetationszusammensetzung im Gewässer über Beschattung, Laubeintrag und erhöhter Transpirationsleistung je nach Ausbildung zum Teil erheblich beeinflussen. Die Entwicklung dieser Kontaktvegetation ist unter

anderem von der Beschaffenheit des Bodens und von der Bewirtschaftung des Uferstreifens abhängig. Die landwirtschaftliche Nutzung kann sich beispielsweise an nicht abgezäunten Tränken auf einigermaßen stabilen Böden bis in das Gewässer ausdehnen. In der Regel wird jedoch ein mehr oder minder schmaler Randstreifen aus verschiedenen Gründen nicht in die Bewirtschaftung einbezogen. Hier bildet sich eine Kontaktvegetation aus, die zum einen als Puffer gegen die benachbarten Flächen wirken kann, zum anderen jedoch selbst Einfluß auf die aktuelle Vegetationszusammensetzung im Gewässer nimmt. Aus diesem Bereich können bei sinkendem Wasserstand Pflanzen mit Hilfe von Ausläufern in Richtung Gewässermitte vordringen. Auch werden Samen auf trockenfallende Flächen ausgestreut, die dann dort keimen.
Gravierender sind die Beeinträchtigungen der Gewässervegetation durch Büsche und Bäume aus dem Uferbereich. Je nach Exposition der gehölzbestandenen Ufer und Wuchshöhe der Individuen beschatten sie einen Teil oder die gesamte Wasserfläche, was die Entwicklung vieler Phanerogamen im und am Wasser verhindert (s. 4.6.). Nicht zu unterschätzen ist auch der allochtone Eintrag von organischem Material in Form von Fallaub. Bei günstigen Zersetzungsbedingungen werden aus diesem Laub durch Mineralisation Nährstoffe freigesetzt. Unter ungünstigen Bedingungen wird es als Laubhumus am Boden akkumuliert und beschleunigt so den Verlandungsvorgang im Gewässer (s. auch KREUZER 1940: 385 f.).

4.5. Die Wasserführung

Die Wasserstände im Kleingewässer sind zum einen über Niederschlag und Verdunstung von der Witterung abhängig, zum anderen werden sie von der Bodenbeschaffenheit, Morphologie des Wasserbeckens und eventuell vorhandener, natürlicher oder anthropogen bedingter Zuflüsse beeinflußt. Nicht zuletzt kann auch eine üppig entwickelte Kontaktvegetation durch Schaffung einer windstillen Zone oder durch Beschattung die Verdunstung herabsetzen beziehungsweise durch die hohe Transpirationsleistung der Gehölze den Wasserstand senken.
Wassertiefe und Ausdehnung der wasserbedeckten Fläche können somit im Laufe eines Jahres starken Schwankungen unterliegen. Während bestimmte Hydrophyten, beispielsweise viele Kleinlaichkräuter, auf eine ständige Wasserbedeckung angewiesen sind, tolerieren andere Arten einen Wechsel zwischen Hydro- und limoser Phase. Eine weitere Gruppe von Pflanzen, zu der unter anderem die Batrachium-Arten gehören, sind anscheinend sogar obligat auf einen solchen Wechsel angewiesen.

4.6. Der Nährstoffgehalt

Niederschläge und der damit verbundenen Wasserzufluß, edaphische Bedingungen und Einträge durch Mensch, Tier und Kontaktvegetation bestimmen die für das Wachstum der Pflanzen entscheidenden Nährstoffverhältnisse im Kleingewässer. Neben den Reserven im Substrat sind die frei im Wasser gelösten Nährstoffe von großer Bedeutung für die Vegetationsentwicklung.
Carbonate, insbesondere Hydrogencarbonate, dienen den meisten höheren

Wasserpflanzen neben freiem CO_2 als Kohlenstoffquelle bei der Assimilation (GESSNER 1959: 196 f.; SCHWOERBEL 1974: 88). CO_2, das teils direkt aus der Luft, teils mit Niederschlägen, besonders aber beim Durchsickern durch den Boden und durch die Stoffwechseltätigkeit der Organismen in die Gewässer gelangt, kann dort das aus kalkhaltigen Bodenschichten stammende $CaCO_3$ als $Ca(HCO_3)_2$ lösen (SCHWOERBEL 19/4: 66). Dadurch wird ein Kohlensäure/Bicarbonat-System aufgebaut, daß unter anderem für das Pufferungsvermögen kalkreicher Gewässer verantwortlich ist.
Bestimmte mineralische Nährstoffe, insbesondere Stickstoff und Phosphor, können in Gewässern als Minimumfaktor auftreten und die Primärproduktion limitieren. Gelegentlich wird die Produktion auch durch das Fehlen von essentiellen Spurenelementen beschränkt.
Durch direkte und indirekte Einleitung von Kunstdünger, Jauche oder organischen Abfällen bestimmt der Mensch in zunehmendem Maße den Nährstoffgehalt eines Gewässers und dadurch die pflanzliche Produktion sowie die Verlandungsgeschwindigkeit. Dieser als Eutrophierung bekannte Vorgang kann soweit gesteigert werden, daß die Bedingungen für die photoautotrophe Primärproduktion durch das Auftreten von toxischen Substanzen aus Abbauprozessen abgestorbener Phytomasse verschlechtert werden. Nur wenige Spezialisten können unter den dann auftretenden Standortbedingungen existieren.

An dieser Stelle sei etwas ausführlicher auf den Trophiebegriff und seine Anwendung eingegangen, da dieser in der Literatur mit unterschiedlichen Bedeutungen benutzt wird. In der Limnologie, in der dieser Begriff durch NAUMANN und THIENEMANN geprägt wurde, kennzeichnen Trophiegrade Produktivitätsstufen hinsichtlich der Primärproduktion eines Systems. In diesem Sinne werden Begriffe wie "oligotroph" und "eutroph" unter anderen von THIENEMANN (zit. nach GESSNER 1959: 609), ELSTER (1958), RUSSELL-HUNTER (1970), SCHWOERBEL (1974) sowie von DIERSSEN (1983a) und WILMANNS (1978) benutzt. In anderen Arbeiten beziehen sich die Trophiegrade auf die Nährstoffgehalte, so bei RAGHI-ATRI (1978), POTT (1980), ELLENBERG (1982), HÜTTER (1984), KORNECK (1984), SCHUBERT & WAGNER (1984). WETZEL (1975) definiert die unterschiedlichen Trophiestufen der Seen sowohl über den Nahrstoffgehalt als auch über die Produktivität.
Der Trophiebegriff wurde in Zusammenhang mit der Seetypenlehre entwickelt. Nachdem man die Zusammenhänge zwischen Nährstoffzufuhr und Wachstum der Primärproduzenten im See erkannt hatte, wurde die Primärproduktion als grundlegendes Kriterium für eine Einteilung und Klassifizierung der Seen benutzt (GESSNER 1959: 609). Die Primärproduktion wurde dem Nährstoffgehalt - eine der Ursachen für die Produktivität - vorgezogen, weil letzterer in einem Gewässer schwer quantifizierbar ist. Probleme bei der Erfassung von Nährstoffgehalten entstehen unter anderem durch starke jahres- und tageszeitliche Schwankungen, durch unterschiedliche "turn-over"-Zeiten sowie durch Speicherung der Nährstoffe in lebendem und totem organischen Material. Die Produktivität, gemessen in Zuwachsraten pro Zeiteinheit oder als "standing crop", schien dagegen zur Quantifizierung besser geeignet (vgl. ELSTER 1958).
Versucht man jedoch, die Produktivität als Kriterium für die Trophie

von Seen auf andere limnische oder terrestrische Systeme zu übertragen, so stößt man gelegentlich auf Schwierigkeiten, da weitere Faktoren wie die verfügbare Lichtmenge gegenüber dem Nährstoffgehalt an Bedeutung gewinnen können. Für das Oberflächenwasser eines großen Sees kann in Mitteleuropa davon ausgegangen werden, daß das Lichtklima in der Regel keinen limitierenden Faktor darstellt. Für dieses System gilt, was GESSNER (1959: 651) vorsichtig formuliert: "Wenn man aber... die Primärproduktion zur Einteilungsgrundlage erhebt ... und wenn wir ferner an der Erkenntnis festhalten, daß in Binnenseen wie im Meere die Primärproduktion in erster Linie vom Nährstoffangebot abhängt, wird die Skala der Primärproduktion gleichzeitig zu einer Skala der Trophie, deren Extreme die oligotrophen und die eutrophen Gewässer sind." In Kleingewässern dagegen kann der Faktor Licht aufgrund ihrer geringen Ausdehnung rasch zum limitierenden Faktor werden. Wenige Büsche oder Bäume am Südufer können die gesamte Wasserfläche beschatten, so daß die Produktivität trotz optimaler Nährstoffversorgung gering bleibt. Das Gewässer ist somit nur "potentiell hochproduktiv". Erst das Entfernen der Gehölze würde die Voraussetzung dafür schaffen, daß die Produktion eine dem Nährstoffgehalt entsprechende Stufe erreichen kann. Ein über die Produktivität gekennzeichneter Trophiebegriff besagt also nichts über den Nährstoffgehalt eines beschatteten Gewässers, da die Parameter Nährstoffgehalt und Produktivität hier entkoppelt sind.
Aus diesem Grund soll in der vorliegenden Arbeit der Trophiebegriff trotz der berechtigten Bedenken gegenüber einer sicheren Quantifizierung hydrochemischer Parameter in erster Linie auf die Kennzeichnung des Grades der Nährstoffversorgung eines Systems beschränkt werden. Diese Beschränkung scheint im limnologischen Sinne gerechtfertigt, da der Nährstoffgehalt pro Volumen auch im See die Ursache, die Produktivität aber nur die Wirkung ist. Demzufolge ist auch die Nährstoffkonzentration Grundlage der auf Produktivitätsunterschiede basierenden Seetypologie. Aus der Übertragung dieser Überlegungen auf andere Systeme (Kleingewässer) folgt, daß die Intensität der Produktion ein Maß für die Trophiestufe sein kann, aber nicht zwingend sein muß, da beispielsweise physikalische Faktoren wie Licht oder Temperatur produktionslimitierend auftreten können - eine Trophie im Sinne von Versorgung mit Nährstoffen aber nicht oder kaum beeinträchtigen.
Folglich sind eutrophe Gewässer nährstoffreiche Systeme, die hochproduktiv sein können. Eutraphente Arten wachsen überwiegend auf nährstoffreichen und damit zumindestens potentiell hochproduktiven Standorten. Die Eutrophierung bezeichnet den Prozeß der Nährstoffanreicherung, der eine Produktivitätssteigerung nach sich ziehen kann. Hypertrophe Bedingungen liegen in jenen Gewässern vor, in die beispielsweise organische Abfälle in solchen Mengen gelangen, daß Abbauprozesse zu einer starken Sauerstoffzehrung im Wasserkörper und zum Freisetzten von toxisch wirkenden Abbauprodukten (Schwefelwasserstoff, Methan) führen. Dem Saprobiesystem folgend, das Gewässer über die Biomasse und den Umsatz heterotropher Destruenten kennzeichnet (SCHWOERBEL 1974: 134), sind hypertrophe Gewässer in der Regel polysaprob. Oligotrophierung bezeichnet entsprechend den Prozeß der Fixierung von Nährelementen, wenn dieser mit deren Entzug aus dem System gekoppelt ist.

4.7. Das Licht

Die auf die Gewässeroberfläche einfallende Lichtmenge wird in erster Linie durch die Jahreszeit und den Witterungsablauf bestimmt. Außerdem können überhängende Bäume oder Sträucher aus der Kontaktvegetation diese Lichtmenge drastisch reduzieren.
Dichte Vegetationsdecken auf der Wasseroberfläche können die verfügbare Lichtmenge soweit absorbieren, daß die photoautotrophe Assimilation in tieferen Schichten stark eingeschränkt wird. Dadurch kann es aufgrund verringerter Sauerstoffproduktion zur Sapropelbildung kommen.
Auch eine Trübung des Wasserkörpers, die unterschiedliche Gründe haben kann, beeinträchtigt das Lichtangebot für submerse Pflanzen. So treten in vielen Gewässern im Frühjahr und teilweise auch im Sommer Massenentwicklungen von planktischen Algen auf, die das Licht schon in den obersten Dezimetern der Wassersäule stark absorbieren. Einwaschungen von Bodenpartikeln aus dem Umland, die sich zeitlich besonders auf das Frühjahr und die herbstliche Ackerbestellung konzentrieren, können gleichfalls starke Trübungen hervorrufen. Ebenso setzen sich die feinen, bei Entlandungsmaßnahmen aufgeschlämmten Bodenteilchen und organischen Partikel erst nach längerer Zeit wieder ab. An frei zugänglichen Tränken kann die Trittbelastung durch watendes Vieh für eine ständige Aufschlämmung dieser Bodenpartikel verantwortlich sein. An solchen Gewässern, die vollständig durchwatet werden, ist die Trübung oft so stark, daß sich keine submerse Vegetation entwickeln kann. Ein ähnlicher Effekt wird durch hohen Fischbesatz hervorgerufen.

4.8. Der Zufall als Besiedlungsfaktor

Schon PALMGREN (1925) beschäftigte sich in einer Abhandlung über das ålandische Schärenarchipel mit dem Faktor "Zufall" als kaum faßbaren Ursachenkomplex für die Besiedlung isolierter Standorte durch Phanerogamen. Aufgrund ihrer räumlichen Isolation sind Kleingewässer in der Agrarlandschaft hinsichtlich ihrer Besiedlungsmöglichkeiten für Pflanzen- und Tierarten in Anlehnung an MACARTHUR & WILSON (1967) mit Inseln vergleichbar (s. KEDDY 1976: 353; vgl. auch MADER 1981). Da sie zudem räumlich stark begrenzt sind, können sie unter günstigen Bedingungen in kurzer Zeit von einer oder wenigen Pflanzenarten vollständig ausgefüllt werden. Dadurch wird die Ansiedlung weiterer Arten behindert und der Zufall der Erstbesiedlung zum entscheidenden Faktor für die Vegetationszusammensetzung.

Nach Anlage eines Gewässers, nach Entlandungsmaßnahmen oder nach Nutzungsaufgabe können sich zufällige Erstbesiedler oder noch vorhandene Bestände explosionsartig ausbreiten und dichte Bestände aufbauen. Die Diasporen weiterer Arten gleicher ökologischer Ansprüche und ähnlicher Lebensstrategie, die dieses Gewässer erst zu einem späteren Zeitpunkt erreichen, kommen nur noch selten zur Entwicklung. In Kleingewässern können sich deshalb auch solche Arten nach zufällig erfolgter Erstbesiedlung unter nährstoffreichen Bedingungen

dauerhaft halten, die in größeren Gewässern von produktionskräftigeren Arten auf ärmere Standorte abgedrängt werden (s. etwa 7.3.1.2.).

Aufgrund der meist isolierten Lage der Kleingewässer gewinnen Ausbreitungs- und Keimungsbiologie der Arten an Bedeutung. Durch morphologische und physiologische Anpassungen können einzelne Arten hinsichtlich ihrer Besiedlungswahrscheinlichkeit dem Faktor "Zufall" entgegenwirken. So besitzen diejenigen Arten deutliche Vorteile, deren Diasporen sich durch geringe Größe und geringes Gewicht (Juncus, Lycopus), Schwimmfähigkeit (Potamogeton) oder morphologische Differenzierungen wie Flugapparate (Phragmites, Typha) und Anheftungsorgane (Bidens) auszeichnen. Auch vegetative Pflanzenteile oder kleinere Pflanzen wie Wasserlinsen können verschleppt werden. Bei den Hydrophyten überwiegt Ornithochorie gegenüber anderen Ausbreitungsarten. Die Diasporen einiger Helophyten können größere Entfernungen anemochor überwinden (Typha, Phragmites, Juncus; vgl. auch MÜLLER-SCHNEIDER 1983).

Neben der Ausbreitungsfähigkeit spielen Samenentwicklung und Anpassungen an spezielle Keimungsbedingungen eine gleichbedeutende Rolle. So werden die anemochoren Karyopsen von Phragmites australis zwar weit verdriftet, doch gelangt das Schilf unter den in Schleswig-Holstein herrschenden Klimabedingungen nur selten zur Keimung und ist dadurch anderen Röhrichtarten wie den Rohrkolben hinsichtlich ihrer Ausbreitung deutlich unterlegen (s. HEJNY 1960).

Auch der Faktor "Mensch" kann den Zufall bei der Vegetationsentwicklung beeinflussen. Insbesondere ansprechende, "schöne" Arten wie Iris pseudacorus, Nymphaea alba oder Nuphar lutea werden nicht nur in siedlungsnahen Gewässern angepflanzt sondern auch in der Feldmark ausgebracht. Aufgrund dieser Mentalität konnten gelegentlich exotische Arten wie Pontederia cordata angetroffen werden.

MACARTHUR & WILSON (1967: 121) machen in ihrer überwiegend zoologisch ausgerichteten Studie darauf aufmerksam, daß eine eingehende Untersuchung der Artenzusammensetzung und deren Verhalten die Gründe für das Fehlen der einen oder anderen Art offenbaren können, so daß der Zufall bei der Besiedlung nicht unbedingt beteiligt zu sein braucht. Diese Erkenntnis scheint auch auf die Vegetation der Kleingewässer zuzutreffen, wie an diversen Beispielen in Kapitel 7. gezeigt werden soll.

4.9. Die Vegetationsgeschichte des Kleingewässers

Neben den bisher besprochenen Faktoren kann auch die Vegetationsgeschichte des Kleingewässers von Bedeutung für die aktuelle Zusammensetzung der Vegetation sein. Dieser häufig unterschätzte Faktor wird durch die Summe aller Einflüsse geprägt, die seit der Erstbesiedlung bis zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme im Laufe der Zeit auf das System eingewirkt haben. Im Nachhinein sind diese Einflüsse kaum quantifizierbar und nur selten in ihrer Qualität zu erfassen. Fol-

gende Beobachtungen verdeutlichen die Probleme, die bei dem Versuch auftreten, den nachwirkenden Einfluß vergangener Standortbedingungen abzuschätzen: In einem Gewässer, das bisher als Tränke genutzt wurde und in dem sich durch jahrelange Verbiß- und Trittbelastungen nur störungstolerante Kleinröhrichtarten haben halten können, vollzieht sich nach Aufgabe der Tränkenutzung, also mit der plötzlichen Veränderung bestimmter Standortbedingungen, eine weitgehend ungestörte Sukzession. Dabei besitzen jene Arten, die sich schon während der Weidephase einstellen konnten, alleine durch ihre Anwesenheit deutliche Konkurrenzvorteile. Sie können sich nach dem Fortfall der Störung rasch entwickeln und Bestände aufbauen, die das Eindringen weiterer Arten erheblich erschweren. Andererseits werden tritt- und verbißempfindliche Röhrichtgesellschaften wie das Schoenoplecto-Phragmitetum australis, die sich in Ackertümpeln ungestört haben entwickeln können, nach deren Umwandlung in Tränken nur sehr kurze Zeit überdauern. Ihre Wuchsorte können schon bald von anderen Arten eingenommen werden, die an die neuen Standortbedingungen besser angepaßt sind (vgl. 3.3.). Im ersten Fall wirken also historische Standortfaktoren auch nach ihrem Fortfall noch lange nach, während sich im zweiten Fall von ihnen schon nach kurzer Zeit kaum noch Spuren in der Vegetationszusammensetzung finden lassen.
Auch ohne drastische Nutzungsänderung baut ein Vegetationskomplex immer auf vorausgegangene Sukzessionsstufen auf, so daß ein Kontinuum aufeinanderfolgender, häufig artenarmer Pflanzengesellschaften in der Verlandungsreihe eines Gewässers zu verfolgen ist (s. 10.).

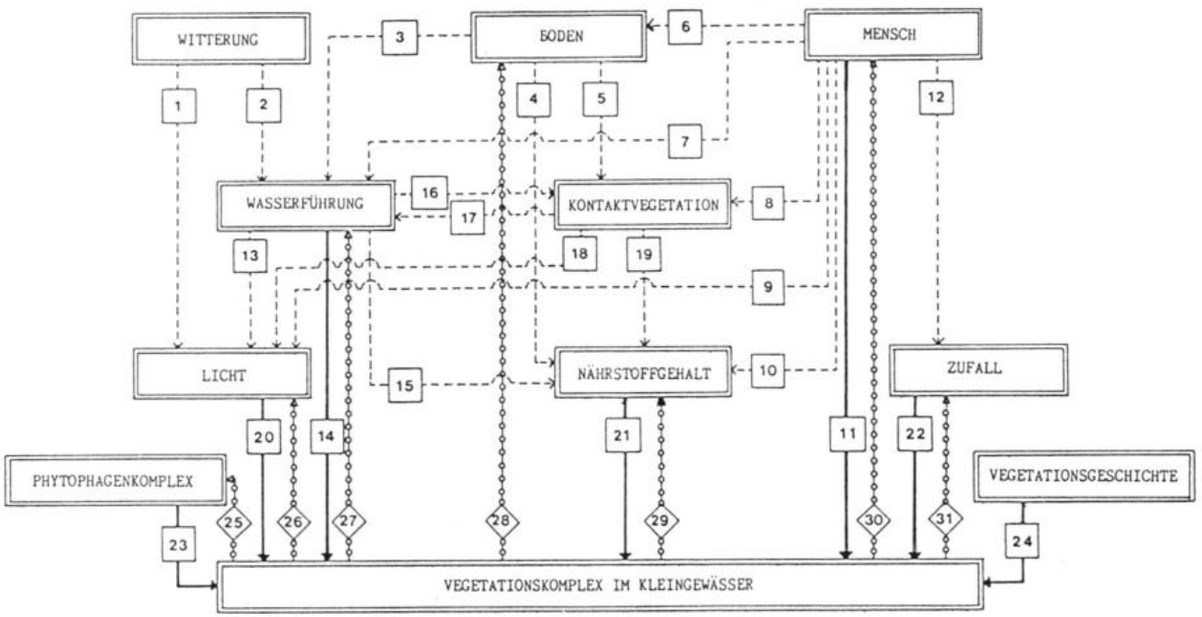
4.10. Wildtiere und Phytophagenkomplex

Im allgemeinen reicht die "natürliche" zoologische Komponente des gesamten Faktorengefüges quantitativ nicht an das Ausmaß anthropozoogener Einflußgrößen heran. Größere Wildtiere, die Kleingewässer aufsuchen könnten, treten in der Agrarlandschaft kaum mehr in Erscheinung. Nur selten wurden am Rande morastiger Kleingewässer Spuren von Wildschweinsuhlen entdeckt. Hin und wieder wurden Enten beobachtet, die, teilweise durch den Menschen angelockt, sicherlich zur Eutrophierung beitragen können. Größere Fische können durch ständiges Gründeln feine Sedimentpartikel aufschlämmen, die den Wasserkörper fortwährend trüben und somit das Pflanzenwachstum behindern (s. 4.7.). Während ihrer Laichzeit können große Amphibienpopulationen für einen begrenzten Zeitraum den gleichen Effekt bewirken.

Im Hochsommer und teilweise auch schon im Frühsommer ist gelegentlich ein Totalfraß an der Wasservegetation zu beobachten, der auf die Tätigkeit verschiedener Phytophagen wie Lymnea- und Planorbis-Arten oder Chrysomeliden zurückgeht. Ihr Auftreten ist von der Verfügbarkeit der Wirtsarten abhängig, wodurch sich ein Regelkreis mit Wechselwirkungen zwischen Vegetation und Phytophagenkomplex einstellt.

In Abb. 5 sind noch einmal die in diesem Kapitel beschriebenen Faktoren mit ihren wichtigsten Wechselwirkungen untereinander und in ihrer Beziehung zur aktuellen Vegetationszusammensetzung dargestellt.

Abb. 5: Gefüge vegetationsprägender Faktoren am Kleingewässer



Wirkung durch:

1 - Sonnenschein, Bewölkung
2 - Niederschlag, Verdunstung
3 - Bodenart
4 - verfügbare Nährstoffe im Gewässerboden
5 - verfügbare Nährstoffe im Uferboden
6 - Bodenabtrag, Bodenauftrag, Düngung, Änderung des Bodengefüges
7 - Anstau, Entwässerung
8 - Gehölzanpflanzung, Bewirtschaftung
9 - Aufschlämmen der Sedimente
10 - Eintrag von Nährstoffen durch Düngung oder Deposition organischer Abfälle
11 - Entkrautungen, Entlandungen, Herbizideintrag; Tritt und Verbiß durch Vieh
12 - Anpflanzungen, Verschleppung von Pflanzenteilen oder Diasporen
13 - Tiefe, Trübung des Wasserkörpers
14 - periodische Wasserstandsschwankungen
15 - Einwaschungen, Verdünnung, Schichtung
16 - periodische Überflutung
17 - Verdunstungsschutz, erhöhte Transpiration bei Gehölzen
18 - Beschattung
19 - Laubeintrag, Puffer gegen direkte Einträge aus der Umgebung
20 - Lichtenergie
21 - Nährstoffangebot
22 - Besiedlungswahrscheinlichkeit
23 - Fraßschädigung
24 - vorhandenes Artenpotential als Resultat aus der Summe aller Faktoren, die auf die Vegetationskomplexe vorausgegangener Sukzessionsstufen eingewirkt haben
25 - Art und Masse an Wirtspflanzen
26 - Phytomasse in verschiedenen Schichten
27 - Transpiration höherwüchsiger Arten
28 - Bodenbildung bei der Verlandung
29 - Verbrauch der Nährstoffe, Rückführung durch Mineralisation abgestorbener Pflanzen
30 - aktuelle Vegetationsausprägung kann Nutzungsansprüche des Menschen ändern
31 - verhandene Bestände können Ansiedlung weiterer Arten unterbinden

5. Physikalisch-chemische Gewässeranalyse

5.1. Einführung und Problemstellung

Hinsichtlich der Charakterisierung von Gewässern und der Beurteilung der Gewässergüte wird sowohl von zoologischer wie botanischer Seite allgemein akzeptiert, daß sich Lebensgemeinschaften höherer Organismen als Indikatoren für den allgemeinen Zustand ihres Lebensraumes eignen. Gegenüber stichprobenartig erhobenen hydrochemischen Parametern bieten sie den Vorteil, daß sie mit gewissen Ausnahmen kurzfristig auftretende Schwankungen bestimmter Standortbedingungen in der Regel ohne erkennbare Reaktion tolerieren (vgl. MELZER 1985). Erst nach längerer Wirkungsdauer können Änderungen beispielsweise des pH-Wertes oder der Ionenkonzentration eine mehr oder minder deutliche Verschiebung in der Quantität der die Gemeinschaft aufbauenden Organismen und im Artengefüge hervorrufen. Lebensgemeinschaften sind mithin - verglichen mit physikalischen Meßgeräten - relativ träge Indikatoren. Gerade diese Trägheit birgt aber den Vorteil, daß solche plötzlich und nur kurzfristig auftretende Schwankungen standörtlicher Parameter nicht berücksichtigt werden, deren einmalige Erfassung ein falsches Bild über den Standort ergeben würde. Ausnahmen bilden unter anderem "katastrophale" Änderungen, wie beispielsweise die Vergiftung eines Systems. Auf solche Eingriffe reagieren auch die Lebensgemeinschaften sofort oder nach nur kurzer Latenzzeit (vgl. JAHN 1971).

In zunehmendem Maße wird versucht, die über Jahrzehnte gesammelten Erkenntnisse aus der limnologischen Seeforschung auch auf kleine Gewässersysteme zu übertragen. Unter den hydrochemischen Parametern wird den Nährstoffkonzentrationen besondere Beachtung beigemessen. Diese sind für die Primärproduktion von zentraler Bedeutung und beeinflussen dadurch indirekt die "Qualität" und Lebensdauer eines Gewässers.

Makrophyten und die durch sie aufgebauten Gesellschaften gelten als leicht handhabbare Indikatoren für den ökologischen Zustand eines Gewässers. Dabei wird denjenigen Pflanzengesellschaften eine besondere Bedeutung beigemessen, die aus Arten aufgebaut werden, welche die benötigten Nährstoffe weitgehend über ihre Blatt- und Sproßoberfläche aus dem freien Wasser aufnehmen (s. 4.6.).

Dem Ziele, die Indikatoreigenschaften von Makrophyten und ihren Gesellschaften festzustellen und abzuschätzen, widmen sich in jüngerer Zeit auch viele Pflanzensoziologen. Ausgehend von Untersuchungen über submerse Makrophyten werden inzwischen auch Helophyten in die Betrachtungen einbezogen. Aus der Vielzahl veröffentlichter Untersuchungen über den Zusammenhang von Wasserchemismus und Makrophytenvegetation sei hier stellvertretend auf Arbeiten von PIETSCH (1972; 1979), SCHOOF-VAN PELT (1973), KOHLER et al. (1974), MELZER (1976; 1985), WIEGLEB (1976; 1978), MERIAUX (1978), STRIJBOSCH (1976), POTT (1980; 1983), FELZINES (1983), OMOTE (1983), FRANKE (1987) und PARDEY (1987) verwiesen.

Für die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit wäre eine Untermauerung vegetationskundlicher Befunde durch physikalisch-chemische Meßergebnisse wünschenswert. Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes waren Dauermessungen oder wiederholte Einzelmessungen in allen herausgearbeiteten Kleingewässertypen jedoch nicht möglich. Es sollte deswegen durch Untersuchungsreihen an einigen ausgewählten Gewässern überprüft werden, welchen Aussagewert einmalige oder nur selten wiederholte Messungen für eine hydrochemische Charakterisierung dieser Standorte besitzen. Dazu wurden solche Parameter ausgewählt, die zum einen ohne großen Aufwand ermittelt werden konnten und denen zum anderen gemeinhin ein hoher Indikatorwert für den Zustand von Gewässersystemen zuerkannt wird.

5.2. Hydrochemische Untersuchungsmethoden

Zur Erfassung von Jahresgängen wurden 8 nicht weit voneinander entfernte Kleingewässer unterschiedlicher Genese und Nutzung ausgewählt, die nördlich des Hansdorfer Sees (TK 25, 1626 Kiel) und südlich von Meimersdorf (TK 25, 1726 Flintbek) liegen. Da die maximale Entfernung zwischen dem nordwestlichsten und dem südöstlichsten Gewässer nur 7,5 km beträgt, konnten alle Datenerhebungen in der Regel innerhalb von drei Stunden abgeschlossen und witterungsbedingte Unterschiede innerhalb eines Meßdurchganges weitgehend vermieden werden. Die periodischen Messungen wurden nach einzelnen Voruntersuchungen in früheren Jahren von April 1986 bis April 1987 in zweiwöchigem Rhythmus durchgeführt, von dem nur selten abgewichen werden mußte.

Folgende Parameter wurden in die Untersuchung einbezogen:

- Der pH-Wert eines Gewässers ist weitgehend abhängig von den geologischen und edaphischen Verhältnissen des Umlandes, die beispielsweise das Kohlensäure/Bicarbonat-System bedingen, sowie von der Photosyntheseaktivität der Vegetation, durch die dem Wasser CO_2 entzogen und der pH-Wert - in Abhängigkeit von der Pufferkapazität - zur alkalischen Seite verschoben wird (GESSNER 1959: 249 ff.). Die Messungen wurden mit einem tragbaren pH-Meter pH 90 der Firma WTW durchgeführt. Die Angaben erfolgen in 1/10 Einheiten.

- Die Leitfähigkeit ist ein Maß für die Summe aller im Wasser gelösten Ionen. Sie wird im allgemeinen durch das Carbonatsystem und den Chlorid-Gehalt des Wassers geprägt (HÜTTER 1984: 52). Die Messungen erfolgten mit dem Leitfähigkeitsmeßgerät LF 91 der Firma WTW. Die Werte sind in µS/cm angegeben und beziehen sich auf eine Referenztemperatur von 25 °C.

- Die Temperatur beeinflußt die Geschwindigkeit aller biotischen wie abiotischen Prozeßabläufe. Sie ist unter anderem für die Löslichkeit von Gasen und Salzen von Bedeutung. Demzufolge sind pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung temperaturabhängig. Da kleine, flache Gewässer sich rasch erwärmen können, ist die

zum Zeitpunkt der Messung herrschende Wassertemperatur für eine Interpretation der Daten von großem Interesse.
Die Temperaturmessung wurde mit einem in das Leitfähigkeitsmeßgerät integrierten Temperaturfühler durchgeführt.

- Der Sauerstoffgehalt ist von zentraler Bedeutung für die Existenz höherer Organismen. Er ist im Wasser direkt abhängig von der temperaturbedingten Löslichkeit des Gases, der photoautotrophen Produktion (Assimilation), der Atmung der Organismen (Respiration) und dem Abbau organischer Materie (Destruktion). Bei hoher Assimilationsrate aufgrund von optimalen Produktionsbedingungen kann eine Übersättigung des Wassers mit Sauerstoff auftreten. Bei geringer Produktion und gleichzeitig hohen Abbauraten organischem Materials kommt es zu einem mehr oder minder starken Sauerstoffdefizit, wobei im Extemfall der Sauerstoffgehalt bis gegen Null absinken kann.
Zwischen dem Sauerstoffgehalt und der Sauerstoffsättigung bestehen gesetzmäßige Beziehungen. Bei gleichbleibendem Luftdruck und gleichem absoluten Sauerstoffgehalt pro Volumeneinheit nimmt die relative Sauerstoffsättigung mit sinkender Temperatur ab. Das bedeutet, daß bei 100 % Sauerstoffsättigung im kälteren Wasser weitaus mehr O_2 gelöst ist als im wärmeren und somit den Organismen auch eine größere Sauerstoffmenge zur Verfügung steht (vgl. GESSNER 1959: 89; SCHWOERBEL 1974: 60).
Die Messungen erfolgten mit dem Sauerstoffmeßgerät OXI 91 und der Sauerstoffelektrode EO 90 der Firma WTW. Die Werte werden sowohl in mg O_2/l wie auch in % Sättigung angegeben.

- Die Gesamthärte eines Wassers ist nach neuerer Definition als sein Gehalt an Calcium-, Magnesium-, Strontium- und Barium-Ionen zu verstehen (HÜTTER 1984: 55). Diese Stoffe gelangen vorwiegend aus dem umgebenden Boden in ein Gewässer. Die Gesamthärte wurde durch komplexiметrische Titration mit Titriplex III gegen einen Mischindikator mit Hilfe des AQUAMERCKSATZES 11104 bestimmt. Die Werte werden in °dH angegeben.

- Die Carbonathärte ist jener Anteil an Calcium- und Magnesium-Ionen pro Volumen, für den eine äquivalente Konzentration an Hydrogencarbonat- und Carbonat-Ionen oder deren Hydroxyd-Ionen vorliegt (HÜTTER l. cit.). Die Carbonathärte wurde durch acidimetrische Titration gegen einen Mischindikator mit Hilfe des AQUAMERCKSATZES 8048 bestimmt. Auch die Werte der Carbonathärte werden in °dH angegeben.

Desweiteren wurden bei jedem Meßgang folgende Daten notiert:

- Datum und Uhrzeit
- Bewölkung, geschätzt in Achtel Himmelsbedeckung
- Witterungslage (Niederschlag, Windbewegung)
- Witterungslage der vergangenen Tage (soweit relevant)
- Wasserstand
- Besondere Beobachtungen wie Erdbewegung durch Pflügen, Weideauf- oder -abtrieb, Ernte, Trübung des Wasserkörpers, gegebenenfalls Eisbedeckung usw.

Da bei Messungen im Gelände keine reproduzierbaren Laborbedingungen herrschen sondern die Daten an komplexen Systemen erhoben werden, auf die eine Vielzahl allochtoner wie autochtoner, sich teilweise gegenseitig verstärkender oder abschwächender Prozesse einwirken, treten eine Reihe von Problemen auf, von denen an dieser Stelle nur einige genannt seien:

- Die ausgewählten Parameter pH und Sauerstoffgehalt beziehungsweise -sättigung werden von den jeweils herrschenden Stoffumsätzen (Produktion, Zersetzung) mehr oder minder stark beeinflußt. Diese Prozesse sind unter anderem von Temperaturverhältnissen und Insolation abhängig, die wiederum durch Bewölkung und Sonnenstand geprägt werden. Neben den daraus resultierenden charakteristischen Tagesgängen (s. POTT 1980: 8; vgl. auch KARPATI, I.& V. 1980: 88 ff.) können durch Bewölkungsaufzug oder Regenschauer schlagartig witterungsbedingte Änderungen eintreten. Zur Vermeidung der dadurch bedingten Schwankungen innerhalb einer Meßreihe wurde versucht, die Messungen an Tagen mit stabiler Witterungslage und innerhalb kürzester Zeit durchzuführen, was jedoch nicht immer gelang.

- In kleinen Gewässern können innerhalb der Wassersäule schon in geringen Tiefen temperaturbedingte Schichtungen des Wasserkörpers auftreten. Zwar kommt es bei stärkerem Wind oder andersartigen Störungen (Viehtritt, Fische usw.) relativ rasch zur Durchmischung des Wasserkörpers, doch können sich in windgeschützten und vegetationsreichen aber fischarmen Kleingewässern Schichtungen ausbilden, die über längere Zeit stabil bleiben. Dabei können sich produktionsbedingt in verschiedenen Tiefen unterschiedliche Stoffkonzentrationen und pH-Werte einstellen.
  Um Daten zu vermeiden, die möglicherweise aufgrund von vertikalen Schichtungen nicht vergleichbar sind, wurde die Eintauchtiefe der Elektroden auf 15 cm normiert (Länge der Elektrode bis zum Ansatz des Kabels). Bei weniger als 20 cm Wassertiefe wurde versucht, die Werte aus der mittleren verbliebenen Tiefe zu erheben.

- Auch stärkere horizontale Abweichungen bei pH-Werten, Sauerstoffkonzentration und Leitfähigkeit können schon über kurze Distanzen auftreten. So kann der pH-Wert über einer Herde von Elodea canadensis an ruhigen, sonnigen Tagen produktionsbedingt um 1,5 bis 2 Einheiten höher liegen als über einer vegetationsfreien Fläche in 20 cm Entfernung von dieser Elodea-Population. Ebenso wurden in geringem Abstand große Unterschiede in der Sauerstoffsättigung gefunden. Demgegenüber treten bei Leitfähigkeit und Härtegraden in einer Schicht nur geringe produktionsbedingte Unterschiede auf. Ergeben zeitgleiche Messungen dieser Parameter trotzdem größere Unterschiede in der Horizontalen, so lassen sich meistens lokal beschränkte Grundwasseraustritte oder einmündende Drainrohre aufspüren, die Fremdwasser abweichender Stoffgehalte zuführen. Diese können an sehr warmen oder sehr kalten Tagen leicht durch die an ihren Eintrittsstellen vom übrigen Wasserkörper abweichenden Temperaturen nachgewiesen werden (s. 5.3.3.).
  Eingedenk dieser Gründe wurde versucht, die Meßungen immer an der

gleichen Stelle eines Gewässers durchzuführen, was gelegentlich - bei zurückweichendem Wasserstand im Sommer - Schwierigkeiten bereitete.

- Auch die Wasserstandsmessungen erwiesen sich als problematisch, da aufgestellte Markierungspfähle sehr häufig vom Vieh umgetreten oder von Menschen herausgezogen wurden. Zudem wurden zu Beginn der Messungen einige Pfähle so gesetzt, daß sie im Laufe des Sommer auf dem Trocknen zu stehen kamen.

5.3. Ergebnisse der Daueruntersuchungen

Die Ergebnisse der Messungen werden in Form von Jahresgängen vorgestellt. In Tabelle 1 sind für 1986 die monatlichen Klimadaten der Wetterstation Kronshagen bei Kiel im Vergleich zum langjährigen Mittel aufgelistet. Sie geben einen groben Aufschluß über den Witterungsverlauf im Untersuchungsjahr. Die gemessenen Einzeldaten sind für jedes Gewässer zusammengefaßt den Tabellen 2 bis 9 (im Anhang) zu entnehmen. In jedem Tabellenkopf findet sich zudem eine kurze Charakterisierung der untersuchten Gewässer. Die Nummerierungen der Tümpel entsprechen denen der synsoziologischen Aufnahmen (s. 8.3.).
Die für 1986 ermittelten Jahresgänge der pH-Werte und Leitfähigkeiten wurden in den Abbildungen 6 bis 9 graphisch widergegeben. Dabei wurden die im Untersuchungsjahr perennierenden Gewässer von den periodischen getrennt dargestellt.

Tabelle 1: Klimadaten des Wetteramtes Kronshagen für 1986 im Vergleich zum langjährigen Mittel

	Mittel der Temperatur (°C)		Niederschlagssummen (mm)		Verhältnis zum
	1986	langjähriges Mittel	1986	langjähriges Mittel	langj. Mittel (%)
Januar	-0,4	0,6	121,1	62,0	195
Februar	-4,4	0,7	8,7	43,0	20
März	2,8	3,0	76,0	46,0	165
April	5,4	6,6	32,5	48,0	68
Mai	13,0	11,3	46,1	51,0	90
Juni	15,5	15,1	49,8	62,0	80
Juli	16,4	16,3	72,5	77,0	94
August	15,0	16,2	84,9	86,0	99
September	10,8	13,3	79,4	66,0	120
Oktober	9,6	9,6	103,0	60,0	172
November	7,2	5,4	90,5	77,0	118
Dezember	3,1	2,3	90,3	74,0	122

5.3.1. pH-Wert

In den untersuchten Kleingewässern wurden 1986 pH-Werte zwischen 6,0 (1626-02) und 9,4 (1626-03) ermittelt, wobei sich eine Präferenz für den Bereich zwischen pH 6,5 und 8,5 herausstellte. Die Amplituden der Jahresgänge unterlagen Schwankungen zwischen 1,8 Einheiten in 1726-08 (6,5/7,3) und 2,8 Einheiten in 1726-03 (6,2/9,0). Die Abbildungen 6 und 7 zeigen die deutlichen Unterschiede zwischen den Amplituden der einzelnen Gewässern. Während sich in 1626-02 nach einem Frühjahrsmaximum von pH 8,1 die Werte zwischen pH 6,0 und 6,6 einpendelten, schwankten sie beispielsweise in 1726-01 im Verlaufe des Jahres mehrfach zwischen pH 7,4 und 8,5; die Extremwerten lagen hier bei pH 7,0 und 8,7.
Neben einer allgemeinen Tendenz zu relativ hohen pH-Werten im Frühjahr, traten weitere pH-Maxima in den einzelnen Gewässern unabhängig von der Witterungslage zu unterschiedlichen Zeiten auf (s. Abb. 6 und 7).
Während die Messungen im April 1986 im Vergleich zum Jahresmittel relativ hohe pH-Werte ergaben, wurden vergleichbare Werte im kalten Frühling 1987 bis zum Abbruch der Messungen am 6. Mai durchweg nicht erreicht (s. Tab. 2 - 9).

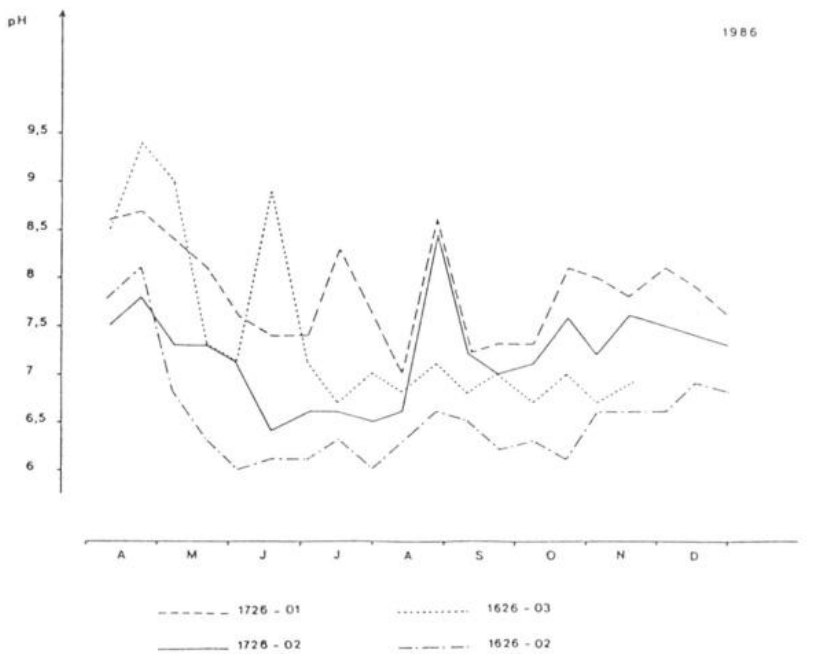


Abb. 6: Jahresgang der pH-Werte für 1986 in vier ständig wasserführenden Kleingewässern bei Kiel

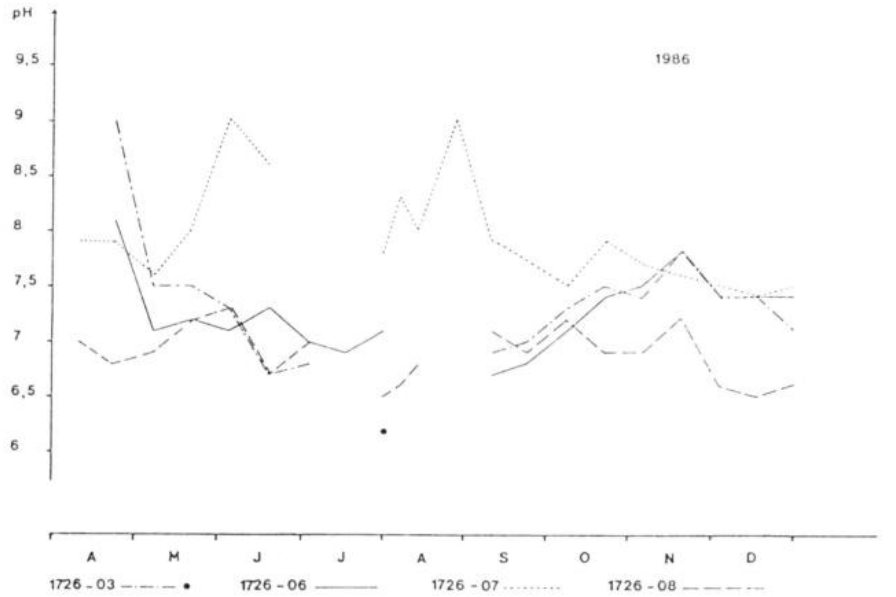


Abb. 7: Jahresgang der pH-Werte für 1986 in vier zeitweilig austrocknenden Kleingewässern bei Kiel

5.3.2. Leitfähigkeit (LF)

Den Abb. 8 und 9 ist zu entnehmen, daß auch die Leitfähigkeit starken Schwankungen unterworfen sein kann. Die ermittelten Werte lagen zwischen 137 µS/cm (1626-02) und 1758 µS/cm (1726-07). Die Höhe der Jahresamplitude bewegte sich zwischen 84 µS/cm (1726-01) und 1324 µS/cm (1726-07). Signifikante jahreszeitlich bezogene Schwankungen konnten nicht festgestellt werden. Die Leitfähigkeiten bewegten sich überwiegend um einen Mittelwert, der auf einem bestimmten, jedem Gewässer eigenen Niveau lag. Interessant sind einige 1987 gemessene Frühjahrsdaten, die zeigen, daß sich in mindestens zwei Gewässern die Leitfähigkeiten auf ein deutlich höheres Niveau eingestellt zu haben scheinen (s. Tab. 8 und 9).

In einer nur periodisch wasserführenden Tränke (1726-03) wurde ein eindrucksvoller Anstieg der Leitfähigkeit beobachtet, der einsetzte, nachdem sich das Gewässer nach einer Trockenphase neu gebildet hatte (Abb. 9). Dieser Anstieg setzte sich mehrere Wochen fort, um dann innerhalb kurzer Zeit auf ein gegenüber dem Frühjahr etwas erhöhtes Niveau zurückzukehren. Gleichzeitig konnte auch ein starker Anstieg der Gesamt- und Carbonathärte registriert werden. In den drei anderen periodisch ausgetrockneten Gewässern war dieses Phänomen nicht oder nicht in diesem Ausmaß festzustellen. Da immer wieder beobachtet wer-

den konnte, wie sich die Rinder während der Trockenphase bevorzugt in der noch feuchten Tränke 1726-03 aufhielten, liegt die Vermutung nahe, daß die drastischen Erhöhungen der Leitfähigkeit sowie der Härtegrade zumindest teilweise auf einer gründlichen Durchmischung der obersten, weitgehend organogenen Bodenschichten (Sapropel) mit dem stark kalkhaltigen Mergel des Gewässerbodens beruhen. Salze aus den Fäkalien, welche die Leitfähigkeit zusätzlich erhöhen, konnten in dem wasserundurchlässigen Mergel nicht versickern und lösten sich bei Regen zusammen mit dem Carbonat aus dem nun freiliegenden Mergel im sich sammelnden Niederschlagswasser. Ob der weitere Anstieg der Parameter in den folgenden, regenarmen Wochen auf einen Konzentrationsprozeß bei wieder sinkendem Wasserstand zurückzuführen ist oder durch fortgesetzten Fäkalieneintrag hervorgerufen wurde, bleibt unklar, insbesondere da ein ähnlicher Anstieg nach dem Weidauftrieb im Frühjahr nicht beobachtet worden war.

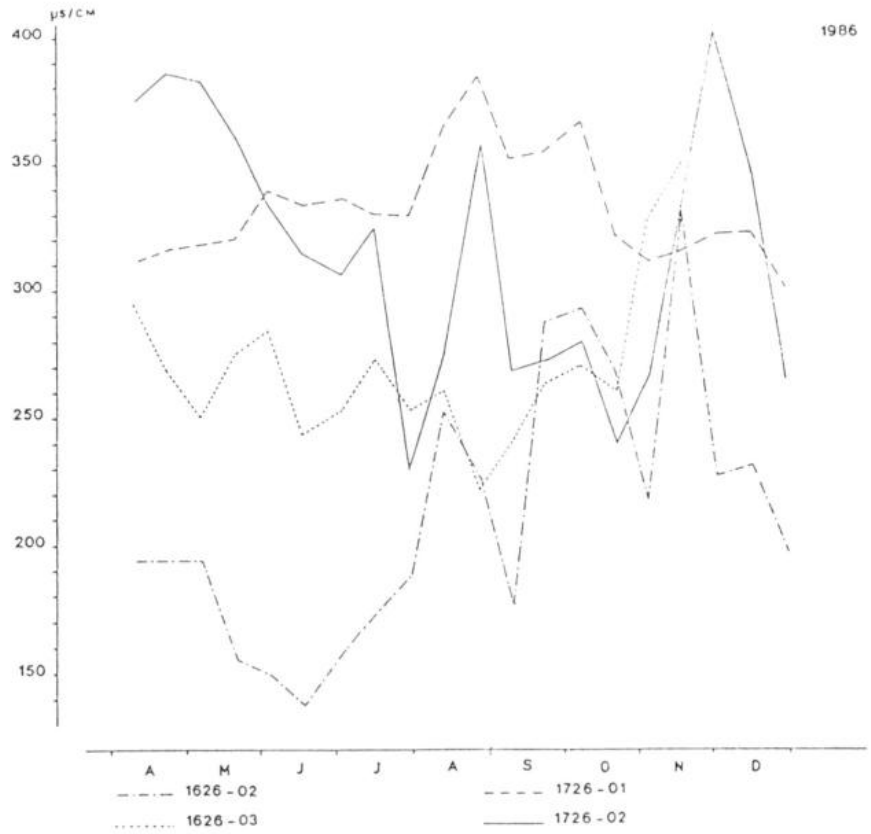


Abb. 8: Jahresgang der Leitfähigkeit für 1986 in vier ständig wasserführenden Kleingewässern bei Kiel

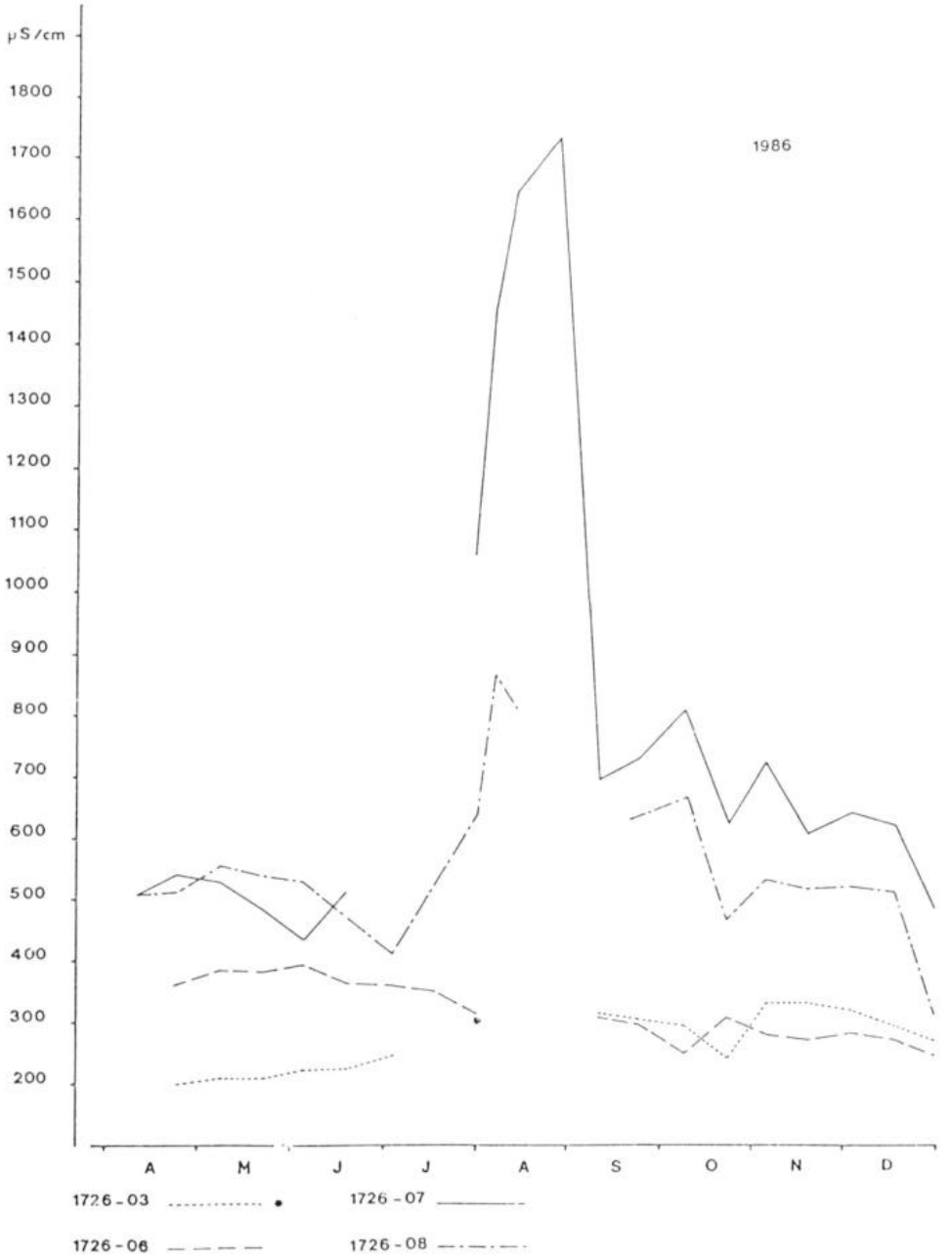


Abb. 9: Jahresgang der Leitfähigkeit für 1986 in vier zeitweilig austrocknenden Kleingewässern bei Kiel

5.3.3. Temperatur (T)

Da die Temperatur überwiegend von Jahreszeit, Tageszeit, Witterung und gegebenenfalls von einer Beschattung durch die Kontaktvegetation abhängig ist, sind ihre Schwankungen in allen Gewässern direkt vergleichbar. Im Sommer können hohe tageszeitliche Schwankungen auftreten. Die Temperatur des Oberflächenwassers ist dabei weitgehend mit der Lufttemperatur korreliert: in den Vormittagsstunden liegt sie in der Regel etwas tiefer, am Abend dagegen höher als die der Luft. Im Winter sind die Wassertemperaturen recht ausgeglichen. Unter der Eisdecke kann eine typische Temperaturinversion beobachtet werden: während die Temperaturen unmittelbar unter der Eisdecke nahe dem Gefrierpunkt liegen, steigen sie mit zunehmender Tiefe an, wie Messungen vom 30.12.1986 belegen:

1726-03	direkt unter Eis:	0,3 °C	in 50 cm Tiefe:	0,8 °C
1726-06	- " - :	0,5 °C,	- " - :	2,1 °C

In der Drainkuhle 1726-08 (Tab. 6) lassen sich die im Vergleich zu benachbarten Gewässern höheren Wassertemperaturen im Winter auf den Einfluß eines Drainrohres in der Nähe der Meßstelle zurückführen.

5.3.4. Sauerstoffverhältnisse (O_2)

Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung zeigen in den untersuchten Gewässern im allgemeinen ähnliche Schwankungen wie die pH-Werte. Die ermittelten Sauerstoffgehalte lagen zwischen 0,3 mg/l (1726-02) und 33,0 mg/l (1726-07). Die Sauerstoffsättigungen bewegten sich zwischen 3 % (1726-02) und 320 % (1726-02).
Im Frühjahr überwogen deutlich höhere Sauerstoffgehalte, die trotz besserer Löslichkeit in kaltem Wasser häufig im Bereich der Übersättigung lagen. In fünf Gewässern konnten im weiteren Verlauf des Jahres mehrfach kurzfristige Übersättigungsphasen registriert werden, im Durchschnitt lagen die Werte aber weit unterhalb der Sättigungsgrenze. In einem Gewässer (1726-02, Tab. 7) betrug der Sauerstoffgehalt über mehrere Wochen konstant unter 1 mg/l.
Es bleibt festzuhalten, daß die Jahresgänge des Sauerstoffes in den untersuchten Gewässern durch individuelle Schwankungen mit unterschiedlicher Amplitude gekennzeichnet sind, deren Maximal- und Minimalwerte weitgehend ohne deutlichen Bezug zu einem bestimmten Zeitpunkt auftreten.

5.3.5. Gesamthärte (GH) und Carbonathärte (KH)

Die für die Gesamthärte ermittelten Werte lagen zwischen 2 °dH (1626-02) und 46 °dH (1726-08). Die Amplituden der Schwankungen bewegten sich zwischen 3 °dH (1626-03) und 33 °dH (1727-07).
Im allgemeinen scheint auch die Gesamthärte um einen Mittelwert zu schwanken, der auf einem bestimmten Niveau liegt. Die höchsten Werte werden in der Regel in den Sommermonaten zur Zeit des geringsten Wasserstandes beobachtet. Auf den enormen Anstieg der Härtegrade in

der Tränke 1726-07 wurde schon in Bezug auf die Leitfähigkeit eingegangen. Für die Drainkuhle 1726-03 ergaben die Frühjahrsmessungen 1987 gegenüber dem Vorjahr deutlich höhere Werte.

Die Ergebnisse für die Carbonathärte lagen, soweit ermittelt, zwischen 0,6 °dH (1726-06) und 33 °dH (1726-08), wobei Amplituden zwischen 2,8 °dH (1626-02, 1626-03) und 25,6 °dH (1726-07) auftraten. Auch für die Carbonathärte gilt, daß die höchsten Werte in der Regel im Sommer auftreten. Die Abweichungen von den jeweiligen Mittelwerten sind jedoch durchschnittlich größer als bei der Gesamthärte. Schon KREUZER (1940: 417) weist auf den astatischen Charakter des Kalkhaushaltes in Kleingewässern hin, der in hohem Maße von äußeren, vor allem klimatisch bedingten Faktoren abhängig ist.

5.4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Die regelmäßig durchgeführten Messungen in acht relativ eng benachbarten Kleingewässern ergaben, daß alle untersuchten Parameter im Jahresverlauf mehr oder minder starken Schwankungen unterliegen. Da mit Ausnahme der Temperatur die jeweils aufgetretenen Minima und Maxima zu unterschiedlichen Zeiten beobachtet wurden, folgt aus dem Vergleich, daß die Schwankungen nicht primär klima- oder witterungsbedingt ablaufen. Jedes Kleingewässer weist hinsichtlich des zeitlichen Ablaufes seiner Schwankungen bei pH-Werten, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und -sättigung sowie Gesamt- und Carbonathärte ein individuelles Verhalten auf. Nur die Temperatur ist in solchem Maße von Außenfaktoren abhängig, daß sie sich in allen Gewässern relativ gleichläufig ändert.

Sauerstoffgehalt und pH-Wert sind stark von der photoautotrophen Produktion abhängig. Diese wiederum ist abhängig von der aktuellen Nährstoffversorgung, der Temperatur und der zur Verfügung stehenden Lichtmenge. Mit ansteigenden Temperaturen, höherem Sonnenstand und hohem Nährstoffangebot kommt es im Frühjahr zu einem Entwicklungs- und Produktionsschub insbesondere beim Phytoplankton (SCHWOERBEL 1974: 92). Das Absinken der Produktion in der folgenden Zeit und der damit verbundene Rückgang bei pH-Wert und Sauerstoffgehalt kann durch verschiedene Faktoren ausgelöst werden. So werden beispielsweise mineralische Nährstoffe in der Biomasse fixiert, wodurch die Reserven im Wasser bei ausbleibender Nachlieferung solange sinken, bis ein Nährstoff - oder Spurenelement - zum produktionslimitierenden Minimumfaktor wird (vgl. SCHMIDT 1978: 104). In anderen Fällen kann das Lichtangebot durch die im Frühling zunehmende Belaubung überhängender Äste und Bäume zum begrenzenden Faktor werden. Auch eine explosionsartige Vermehrung von Zooplankton und Phytophagen kann regulierend wirken. Zudem können die beim Abbau organischer Substanzen auftretenden toxischen Verbindungen die Produktion behindern. Einige der genannten Faktoren können mehrmals im Jahr wirksam werden, was zu unregelmäßigen, aber zumeist raschen verlaufenden Schwankungen produktionsabhängiger Parameter führt.

Für die Leitfähigkeit sowie Gesamt- und Carbonathärte konnten in

gewissem Umfang Schwankungen um Mittelwerte festgestellt werden, deren Amplituden in einzelnen Gewässern unterschiedlich stark ausgeprägt waren. Vollständiges Austrocknen führte in einem Fall zu einem erheblichen Anstieg der Meßwerte; in anderen Fällen blieb dieser Anstieg verhältnismäßig gering. Die wenigen 1987 durchgeführten Frühjahrsmessungen lieferten Hinweise darauf, daß es im Laufe des Winters in einigen Gewässern zu einer Anreicherung des Ionengehaltes gekommen war, so daß der Jahresgang wahrscheinlich auf einem höheren Niveau ablaufen wird. Anhaltspunkte dafür, daß dieser Anstieg auf Düngung (Kalkung) zurückzuführen wäre, konnten nicht gefunden werden, obwohl dieser Faktor nicht auszuschließen ist.

Die Amplituden der untersuchten Parameter waren im Laufe des Jahres von Gewässer zu Gewässer unterschiedlich ausgeprägt. Neben starken Schwankungen in einigen Gewässern können die physikalisch-chemischen Verhältnisse in anderen als eher ausgeglichen bezeichnet werden. Die gesamte Schwankungsbreite und die Dauer einzelner Schwankungsperioden können sich einem Beobachter erst nach längerfristigen Untersuchungen erschließen. Daraus ergibt sich, daß einzelne oder nur wenige Messungen für die Charakterisierung des hydrochemischen Zustandes von Kleingewässern in landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Regel nicht hinreichend sind. Somit können Einzelmessungen im Kleingewässer auch nur wenig über den Standort aussagen.

Eine auf hydrochemische Kenngrößen begründete Zuordnung zu Typen und Güteklassen, wie sie beispielsweise von ELLENBERG (1982), POTT (1981; 1983), FRANKE (1987) oder PARDEY (1987) beschrieben wird, ist nach den vorliegenden Ergebnissen zumindest für Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen nicht immer eindeutig oder erst nach langfristigen Untersuchungen durchzuführen. Einzelne Parameter wie pH-Wert oder Leitfähigkeit können die von POTT (1981: 58) für Binnengewässer Nordwestdeutschlands angegebenen Grenzwerte im Laufe eines Jahres mehrfach erheblich über- oder unterschreiten, so daß ein solches Gewässer je nach dem Zeitpunkt der Messungen beziehungsweise der Dauer der Meßperiode unterschiedlichen Typen zugeordnet werden müßte. Ähnliche Schwankungen können auch die häufig zur Typisierung herangezogenen Konzentrationen an Ammonium, Nitrat und Phosphat zeigen, wie WALTER (1988) durch Daueruntersuchungen an Kleingewässern südlich von Kiel belegt. Zudem konnte OMOTE (1983: 241) nachweisen, daß unter Berücksichtigung mehrerer physikalisch-chemischer und bakteriologischer Parameter ein Gewässer je nach Gewichtung der Mittelwerte einzelner Parameter in unterschiedliche Güteklassen eingestuft werden müßte.

Trotzdem können auch Ergebnisse von Einzelmessungen aus Kleingewässern für spezielle Fragestellungen dienlich sein. So sind zum Beispiel in Küstennähe deutlich erhöhte Leitfähigkeitswerte (in der Regel über 5000 µS/cm) als Indikator für einen gewissen Brackwassereinfluß anzusehen. Unterschreiten die gemessenen Leitfähigkeiten dagegen Werte von 500 µS/cm, so ein Salzeinfluß mit Sicherheit auszuschließen (Daten zum Vergleich: Nordsee, Nordstrand-Außendeich, 29.9.1986: 35000 µS/cm; Schlei bei Borgwedel, 2.7.1986: 15000 µS/cm).

6. Zur Methodik der syntaxonomischen Untersuchung

Ein Ziel dieser Arbeit ist es, die Kleingewässr mit Hilfe ihrer Vegetationskomplexe zu typisieren. Hierfür bieten sich die Methoden der synsoziologischen Arbeitsweise an (s. 8.3.). Eine solche Bearbeitung von Vegetationskomplexen setzt aber nicht nur eine genaue Artenkenntnis voraus, sondern muß auch eine intensive Auseinandersetzung mit den angetroffenen Vegetationseinheiten einbeziehen. Während es bei syntaxonomischen Fragestellungen gerechtfertigt sein mag, eine Auswahl der aufzunehmenden Bestände zu treffen (vgl. etwa TÜXEN 1974: 6; DIERSCHKE 1981: 112), zwingt die synsoziologische Arbeitsweise zur Erfassung und Abgrenzung sämtlicher Pflanzenbestände, die auf den zu untersuchenden Flächen vorkommen. Vergleichbar ist die zwingende Ansprache aller Arten einer Aufnahmefläche in der "herkömmlichen" Pflanzensoziologie (vgl. KNAPP 1975: 403; TÜXEN 1978a: 5).
Aus dieser Forderung ergeben sich bei der pflanzensoziologischen Bearbeitung der Kleingewässern, also bei der Abgrenzung und Zuordnung von Vegetationseinheiten, spezielle Probleme, für die im Rahmen dieser Untersuchung Lösungswege erarbeitet werden mußten. Einige der vorgeschlagenen Lösungen besitzen hinsichtlich ihrer Allgemeingültigkeit vorläufigen Charakter, da ihre Anwendbarkeit auf andere Vegetationskomplexe noch überprüft werden muß.

Im folgenden werden einige der Probleme erörtert, die sich bei der Festlegung von Vegetationseinheiten ergaben, sowie Möglichkeiten zu ihrer Lösung aufgezeigt. Anschließend wird die darauf abgestimmte pflanzensoziologische Arbeitsmethode vorgestellt. Auf weitere Schwierigkeiten, die sich erst bei den synsoziologischen Erhebungen herausstellten, wird in Abschnitt 8.2. näher eingegangen.

6.1. Probleme bei der syntaxonomischen Vegetationserfassung

Die grundlegende Einheit in der pflanzensoziologischen Systematik der Schule nach BRAUN-BLANQUET ist die Assoziation. Sie ist definitionsgemäß die kleinste Einheit, in der noch mindestens eine Art, die sogenannte Charakterart (Kennart), ihren Schwerpunkt besitzen sollte (BRAUN-BLANQUET 1921, 1925, 1964). Die Assoziation wird seit einem Beschluß auf dem Botanikerkongress in Amsterdam 1935 durch ihre Charakter- und Differentialarten (Trennarten) gekennzeichnet (BRAUN-BLANQUET 1964: 21). Eine Erweiterung erfuhr diese Auffassung insofern, als daß die Assoziation gleichzeitig auch durch ihre charakteristische Artenverbindung gekennzeichnet ist (GUINOCHET 1973: 19; DIERSSEN 1982: 11; vgl. auch FLAHAULT & SCHRÖTER 1910: 24; TÜXEN 1974: 9; OBERDORFER 1977: 18).

Der Typus einer Assoziation wird aus einer Synthese von Vegetationsaufnahmen gewonnen. Eine Assoziation stellt demzufolge eine synthetische Einheit dar, die nicht topographisch festgelegt werden kann. Im Gelände sind vielmehr nur Individuen der Assoziation (vgl. "individu d'association" bei ALLORGE 1922: 38) ausgebildet, die vom beschriebenen Typus unterschiedlich stark abweichen. Bestände können nur dann

einer Assoziation zugeordnet werden, wenn sich in ihrer Artenzusammensetzung Kenn- und Trennarten finden und/oder die charakteristische Artenverbindung zeigt. Mit abnehmender Artenzahl treten somit häufig Zuordnungsprobleme auf.

Von vielen Autoren wird das sogenannte "Kennartenprinzip" als Grundlage für die Aufstellung von Assoziationen heute mehr oder weniger deutlich verlassen (OBERDORFER 1977: 17; vgl. auch OBERDORFER 1980). Mit zunehmender Verfeinerung des syntaxonomischen Systems und der dadurch in den letzten Jahrzehnten rasch anwachsenden Anzahl von Assoziationen standen für die Aufstellung neuer Syntaxa keine weiteren Arten zur Verfügung, die den Kriterien einer Kennart genügen (ELLENBERG 1982: 107). So besitzen beispielsweise die "Zentral-" oder "Kernassoziationen" der Verbände keine eigenen Assoziationscharakterarten, sondern sind lediglich durch Kennarten ihres Verbandes charakterisiert (vgl. DIERSCHKE 1974: 44; 1981: 114; WILMANNS 1978: 141). Dieses Problem tritt insbesondere in Klassen auf, die sich aus artenarmen Gesellschaften zusammensetzen (Lemnetea, Charetea, Potametea, aber auch Phragmitetea). Aus diesem Grund gingen viele Bearbeiter dazu über, dominanzgeprägte Assoziationen aufzustellen (vgl. dazu BLAZKOVA 1971: 46; WIEGLEB 1981: 218).
Einige Pflanzensoziologen lehnen das Kennartenprinzip vollständig ab (vgl. SCAMONI 1963: 43 ff.; FUKAREK 1964: 78). PASSARGE (1964: 6) betont, daß die Anzahl der Arten, die den Kriterien für Kennarten genügen würden, nicht ausreicht, um die Vielfalt der Vegetationszusammensetzungen auf dem Niveau von Assoziationen hinlänglich wiederzugeben. Statt dessen werden soziologische Artengruppen erarbeitet, die die Grundlage zur Fassung der Assoziationen bilden (vgl. SCAMONI et al. 1965). Der Nachteil dieser Methode liegt darin, daß aufgrund unterschiedlich zusammengesetzter Artengruppen eine fast grenzenlose Anzahl von Assoziationen beschrieben werden kann, bei der die Übersichtlichkeit verloren geht und somit eine Vermittelbarkeit erheblich erschwert wird.

In den Kleingewässern prägt die Kombination von Artenarmut und Komplexbildungen die Vegetationszusammensetzung, was eine eindeutige Zuordnung der ausgebildeten Bestände häufig vor große Probleme stellt. Aus diesen Gründen und nicht zuletzt wegen der bei einigen Artengruppen verbreiteten Determinationsprobleme sind Kleingewässer vegetationskundlich bisher weitgehend vernachlässigt worden. Diese drei Faktoren (Artenarmut, Komplexbildung und Determinationsprobleme) bedürfen deswegen einer eingehenderen Betrachtung.

6.1.1. Artenarmut

Bereits die ersten Aufnahmen zeigten, daß sich die Vegetation der Kleingewässer aus zumeist relativ artenarmen Beständen zusammensetzt. Aufgrund ihrer ausgeprägten Artenarmut ist eine eindeutige Zuordnung vieler Bestände zu beschriebenen Assoziationen problematisch oder unmöglich. Die Gründe für diese Artenarmut sind unterschiedlicher Natur:

- Die Isolation der Kleingewässer in einer völlig anders beschaffenen Umwelt (Acker, Weide) stellt eine Hürde bei ihrer Besiedlung dar (vgl. 4.8.).
- Die relativ kurze Lebensdauer der zumeist flachen Kleingewässer kann sich in Verbindung mit ihrer isolierten Lage negativ auf die Entwicklung artenreicher Bestände auswirken.
- Auch häufige Störungen wie Entkrautungen und Entlandungen behindern die Ausbildung artenreicher Bestände. Auf die explosionsartige Ausbreitung einzelner Arten nach solchen Eingriffen, wie auch auf die Auswirkungen von Nutzungsänderungen auf die Vegetation in einem Gewässer wurde unter 4.9. eingegangen.
- Die Wasserstandsschwankungen können so stark ausfallen, daß Gesellschaften von Hydrophyten durch längerfristiges Austrocknen vernichtet oder Röhricht- und Flutrasenbestände durch lange, mit hohen Wasserständen verbundene Überflutungsperioden geschädigt werden.
- Die geringe Ausdehnung der Gewässer unterschreitet nicht selten die Mindestfläche (das Minimumareal), welche die räumliche Voraussetzung für die Ausbildung einer coenologisch gesättigten Assoziation darstellt.
- Eine Beschattung der Kleingewässer durch Gehölze aus dem Uferbereich kann die Keimung vieler lichtbedürftiger Arten behindern.

Unter diesen Bedingungen entwickeln sich meistens Bestände, die, soweit sie Charakterarten aufweisen oder aufgrund ihrer Artenkombination beschriebenen Assoziationen zugeordnet werden können, als Assoziationsfragmente bezeichnet werden müssen. Coenologisch gesättigte Assoziationen finden sich in Kleingewässern ausgesprochen selten, es sei denn, daß sie von Natur aus einfach strukturiert sind und nur ein kleines Minimumareal benötigen, wie beispielsweise die Assoziationen der Lemnetea (s. 7.1.). Gelegentlich kommt es zur Faziesbildung, bei der die Physiognomie der Assoziation durch die Dominanz einer Art bestimmt wird (s. MORAVEC 1975: 230). Solche Fazies werden in dieser Arbeit als Ausbildungen bezeichnet, wenn es sich bei der vorherrschenden Art um eine von mehreren Charakterarten dieser Einheit handelt (zum Beispiel Typha latifolia-Ausbildung des Schoenoplecto-Phragmitetum australis).
Die meisten der angetroffenen Bestände besitzen keine Assoziationscharakterarten und können auch nicht aufgrund ihrer Artenkombination bestimmten Assoziationen eindeutig zugeordnet werden. Sofern diese Bestände Charakterarten höherer soziologischer Rangstufen aufweisen, werden sie nach KOPECKY & HEJNY (1973; 1974; 1978) als Basalgesellschaften angesprochen.

> Basalgesellschaften sind Vegetationseinheiten, die neben begleitenden Arten nur Charakter- und Differentialarten höherer syntaxonomischer Rangstufen - im Rahmen der betreffenden Klasse - besitzen (KOPECKY & HEJNY 1974: 17). Je nach Rangstufe der auftretenden Charakterarten werden sie als Basalgesellschaft des Verbandes, der Ordnung oder der Klasse bezeichnet. In der Regel gehen Basalgesellschaften entweder aus Assoziationen hervor, in denen bestimmte äußere Faktoren eine Eliminierung von Arten mit enger ökologischer Amplitude bewirken, oder sie entstehen im Laufe der Besiedlung neu

geschaffener Standorte, auf denen Arten mit weiter ökologischer Amplitude Konkurrenzvorteile besitzen und sich rasch ausbreiten können (KOPECKY & HEJNY 1974: 18).
Basalgesellschaften werden im allgemeinen nicht "induktiv" erarbeitet, sondern "deduktiv" bestimmt. Dazu wird ihr Arteninventar mit dem des induktiv erstellten und hierachisch aufgebauten pflanzensoziologischen Systems verglichen. Auf der Grundlage dieses Vergleiches erfolgt ihre Einordnung auf einem bestimmten syntaxonomischen Rang.
Der Vorteil dieser Methode besteht unter anderem darin, daß auch die heute weitverbreiteten Bestände artenarmer Vegetationseinheiten in das hierarchische System integriert werden können. Insbesondere standörtlich eng eingenischte Arten wie Assoziationscharakterarten sind aufgrund von Eutrophierung und Herbizideinsatz weitgehend von ökologisch plastischeren Arten (Verbands-, Ordnungs- und Klassencharakterarten oder Arten ohne soziologische Bindung) verdrängt worden. Innerhalb einer Klasse besitzen Charakterarten eines Verbandes aufgrund ihrer in der Regel engeren ökologischen und soziologischen Amplitude beziehungsweise Einnischung einen in Bezug auf Standorteigenschaften höheren Indikatorwert als Ordnungs- und Klassencharakterarten. Somit ist auch die Indikatorbedeutung von Basalgesellschaften eines Verbandes höher einzuschätzen als diejenige von Basalgesellschaften übergeordneter Rangstufen.

Nachdem KOPECKY & HEJNY das Prinzip der Basalgesellschaften in erster Linie an straßenbegleitenden Ruderalgesellschaften in der Tschechoslowakei entwickelt hatten, wurde es von STRIJBOSCH (1976) erstmals auf die Wasser- und Ufervegetation niederländischer Heidetümpel angewandt. Im Gegensatz zu KOPECKY & HEJNY soll der Begriff "Basalgesellschaft" in der vorliegenden Arbeit nicht auf rein anthropogene Gesellschaften beschränkt bleiben, sondern auch auf naturnahe beziehungsweise natürliche Einheiten ausgedehnt werden (vgl. VAN GILS & HUITS 1978: 15). Somit können Basalgesellschaften auch kennartenlose, aber vom standörtlichen Potential coenologisch gesättigte Bestände umfassen, die in etwa den "Zentralassoziationen" von DIERSCHKE (1974) entsprechen.

Eine vollständig ausgebildete Basalgesellschaft beliebiger soziologischer Rangstufe setzt sich aus mindestens einer Charakterart ihrer Rangstufe, den Charakterarten der höheren Rangstufen (ausgenommen Basalgesellschaften der Klasse) sowie ihren Begleitern zusammen. Wie Assoziationen sind auch Basalgesellschaften in Kleingewässern häufig nur fragmentarisch ausgebildet.

Finden sich in einem Aufnahmenkollektiv keine Arten mit eindeutiger soziologischer Bindung oder ist die soziologische Zuordnung der dominanten Arten umstritten, so werden diese Bestände zu Einheiten ohne feste syntaxonomischen Zuordnung zusammengefaßt und neutral als "Gesellschaften" bezeichnet (vgl. DIERSSEN 1982: 12).

Bestände, die nur aus einer Art bestehen, werden ihrer soziologischen Stellung entsprechend Assoziationen, Basalgesellschaften oder rang-

losen Gesellschaften zugeordnet und als "Bestand" bezeichnet. Dabei ist zu berücksichtigen, daß auf einer Fläche aufgrund von Komplexbildungen (s. 6.1.2.) gelegentlich mehrere Arten unterschiedlicher soziologischer Zugehörigkeit existieren können, die jeweils für sich einen solchen "Bestand" bilden. Als Beispiel sei hier die Verzahnung von Lemna minor mit Potamogeton natans angeführt: beide Arten treten zwar gelegentlich gemeinsam auf, sind aber eindeutig verschiedenen, soziologisch nicht verwandten Vegetationseinheiten zuzuordnen. Da bei der synsoziologischen Bearbeitung unter anderem der Flächenanteil jeder soziologisch unterscheidbaren Einheit abgeschätzt werden muß (s. 8.3.), werden im beschriebenen Fall beide Arten ihren jeweiligen Syntaxa (hier: Basalgesellschaften) zugeordnet und entsprechend als "syntaxonomisch einartige" Bestände bezeichnet. Sie bilden also einen Komplex aus zwei im Prinzip einartigen Basalgesellschaften, die keine Begleiter aufweisen.
Aus pragmatischen Gründen wurden auch die Populationen von Solanum dulcamara als ein solcher Bestand aufgefaßt, da diese an Kleingewässern häufige Art nicht nur unterschiedliche Vegetationseinheiten schleierartig überzieht, sondern auch ansonsten vegetationsfreie Totholzhaufen als Stützelemente nutzt und zwischen Steinschüttungen wächst. Da für den Bittersüßen Nachtschatten keine Gesellschaftsbildung oder soziologische Bindung an bestimmte Vegetationseinheiten ermittelt werden konnte, wurden seine Bestände gesondert erfaßt.

Ferner wurden gelegentlich Einzelexemplare meist gepflanzter Arten angetroffen, die für die Vegetationsausprägung des Gewässers und damit für eine Beurteilung von Bedeutung sind. Es handelt sich dabei insbesondere um Bäume und Sträucher aus dem Überflutungsbereich (z.B. Alnus glutinosa, Salix viminalis). Diese Bestände wurden nur notiert und nicht durch Aufnahmen dokumentiert.

Vegetationseinheiten, die sich ausschließlich aus Bryophyten zusammensetzen, wurden nur dann berücksichtigt, wenn sie unabhängig von Phanerogamen auftraten. Unberücksichtigt bleiben folglich solche Moossynusien, die beispielsweise nur auf Weidenästen auftreten. Vergesellschaftungen von Bryophyten werden in Anlehnung an WILMANNS (1962) als Gemeinschaften bezeichnet.

6.1.2. Komplexbildung

Reine Gesellschaftsausbildungen nehmen an und in Kleingewässern nur beschränkte Flächen ein. Aufgrund der geringen Ausdehnung der Lebensräume, der Periodizität bei den Wasserstandsschwankungen, der anthropogenen Eingriffe und nicht zuletzt wegen der Besonderheiten des Mediums Wasser hinsichtlich Stützfunktion und Nährstoffversorgung herrschen in diesen Systemen weithin Komplexbildungen vor (vgl. SOLINSKA 1963; DEN HARTOG & SEGAL 1964; SEGAL 1970; MERIAUX & GEHU 1978). Die einzelnen soziologischen Komponenten dieser Komplexe sind nicht immer leicht zu erkennen. Aus diesem Grunde wurden in der Literatur häufig komplexe Vegetationszusammensetzungen als Assoziationen beschrieben (vgl. PASSARGE 1965: 204; WIEGLEB 1981).

In Kleingewässern treten auf engstem Raum stark voneinander abweichende ökologische Bedingungen auf. Als Folge ausgedehnter Kontaktzonen finden sich vielfach räumliche Verzahnungen von soziologisch unterscheidbaren Vegetationseinheiten, die sowohl standörtlich wie auch sukzessionsbedingt sein können. So dringen ausläufertreibende Arten über kurze Entfernungen in benachbarte Bestände ein, auch wenn dort Bedingungen herrschen, unter denen sie sich nicht ansiedeln könnten. Als Beispiel seien hier die Ausläufer der Flutrasenart Agrostis stolonifera genannt, die unabhängig von der Wassertiefe frei im Wasser flottierend mehrere Dezimeter in das Gewässer vordringen können. Im Zuge des Verlandungsprozesses sind sukzessionsbedingt regelmäßig Verzahnungen beispielsweise von Gesellschaften aus den Klassen Potametea und Phragmitetea ausgebildet.

Bei periodischen Wasserstandsschwankungen können Teile des Gewässerbodens trockenfallen und dadurch die Entwicklung therophytischer Pioniergesellschaften begünstigen. Zudem wachsen ausläufertreibende Flutrasenarten mit sinkendem Wasserstand in Röhrichte hinein oder besiedeln trockenfallende Flächen, auf denen andererseits bestimmte Hydrophyten - bei wassergesättigtem Boden - kurze Trockenphasen überdauern können.
Die Uferzonen der meisten Gewässer durchlaufen jedes Jahr verschiedene Phasen der Wasserbedeckung (vgl. HEJNY 1957: 351 f.; 1962: 359 ff.). Diverse Arten haben sich mit ihrem Lebenszyklus vollständig auf diesen Hydro-Phasenwechsel eingestellt. Manche Spezialisten sind auf Wuchsorte mit periodischem Wechsel zwischen aquatischer und terrestrischen Phase angewiesen. So besitzen die Bestände der Kleinarten von Ranunculus aquatilis ihre optimale Entwicklungsphase im Frühjahr. Zu dieser Jahreszeit nehmen sie den Flachwassserbereich mit hohen Deckungen ein, blühen und fruchten (vgl. 7.3.3.). Im Sommer werden diese Bestände vollständig abgebaut. Auf den inzwischen trockengefallenen Wuchsorten entwickeln sich andere Arten beispielsweise der Gattung Bidens. Haben die Zweizahnfluren im Spätsommer ihren Entwicklungshöhepunkt überschritten, so finden sich wieder junge Ranunculus-Pflanzen auf diesen Flächen, die mit steigendem Wasserstand wieder überflutet werden. Weitere Beispiele für saisonale Komplexbildungen sind bei MERIAUX & GEHU (1978: 110 ff.) aufgeführt.
Zeitlich differenziert können solche Wuchsorte also von verschiedenen Gesellschaften eingenommen werden, wobei innerhalb eines bestimmten Zeitraumes Verzahnungen von Degenerationsphasen der vorausgehenden mit Initialphasen der nachfolgenden Gesellschaft auftreten können.

Auch eine gewisse Periodizität anthropozoogener Eingriffe schafft konkurrenzarme Flächen, auf denen sich während der Regenerationsphasen perennierender Gesellschaften Pionierarten einstellen können. So entwickeln sich im submersen Flachwasserbereich nach Zerstörung einer ausdauernden Vegetationsdecke durch Entlandung oder intensive Trittbelastung therophytische Bestände aus schmalblättrigen Potamogeton-Arten. Diese können sich nur dann langfristig halten, wenn ihre Wuchsorte durch mehr oder weniger regelmäßige Störungen offen gehalten werden, da sie anderenfalls von den ausdauernden Arten wieder verdrängt werden.

Das Medium Wasser als Lebensraum für Pflanzen unterscheidet sich grundlegend von der Kombination Boden/Luft (DEN HARTOG & SEGAL 1964: 378; SEGAL 1970: 161). Es kann als gegenüber der Luft dichteres Medium die Pflanzen stützen und tragen. Durch eine in der Regel gleichmäßige Verteilung der Nährstoffe im Wasser sind viele Hydrophyten nicht auf Wurzeln angewiesen, da sie die benötigten Nährstoffe über Blatt- und Sproßorgane aufnehmen können (vgl. MELZER 1980: 357). Dieser Funktionsverlust ermöglicht eine weitgehende Reduktion der Wurzelorgane. Als Folge können Pflanzen oder Pflanzenteile von ihrem Wuchsort losgerissen und verdriftet werden und sich an anderer Stelle wieder ansiedeln (z.B. Elodea, Myriophyllum, Potamogeton). Einige Arten wurzeln nur zeitweilig im Boden (Hydrocharis, Stratiotes), andere leben dauerhaft im Wasser schwebend oder auf der Oberfläche treibend (Lemnaceae). Alle diese Arten können durch Wind, Wellenbewegung oder Strömung leicht in andere Vegetationseinheiten verdriftet werden. Dadurch kommt es zu einer Vielzahl zufälliger Artenkombinationen, die eine Typisierung aquatischer Vegetationseinheiten erschweren. Herkömmliche pflanzensoziologische Methoden, die an terrestrischen Systemen entwickelt wurden und sich dort bewährt haben, scheinen im aquatischen Milieu zu versagen; zumindest sollten sie nicht ohne kritische Überprüfung übertragen werden (vgl. DEN HARTOG & SEGAL op. cit.).

DEN HARTOG & SEGAL haben als Konsequenz eine systematische Einteilung der Wasservegetation vorgeschlagen, die vollständig auf einer Gliederung nach Lebensformspektren beruht (vgl. DEN HARTOG & SEGAL 1964; SEGAL 1968; 1970; DEN HARTOG 1983). Diese Unterscheidung führt zu synusialen Vegetationseinheiten, die keine verbindenden Arten besitzen, so daß formal eine Vielzahl von Klassen aufgestellt werden muß (zur Kritik s. Diskussionsbemerkungen zu SEGAL 1968; vgl. auch BARKMAN 1968: 40 ff.; POTT 1980: 6; WIEGLEB 1981: 222). In anderen Gliederungsansätzen werden Synusien nur zusätzlich zur Charakterisierung und Differenzierung der nach floristisch-soziologischen Prinzipien gebildeten Einheiten benutzt (s. etwa MÄKIRINTA 1981). Dieser Weg scheint auch im Sinne der Aufrechterhaltung einer weitgehend einheitlichen Arbeitsmethode in der Pflanzensoziologie für das Verständnis und damit für eine bessere Gliederung der Wasservegetation der sinnvollere zu sein.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Vegetation der Kleingewässer sich aus syntaxonomischen Einheiten zusammensetzt, die in räumlicher und zeitlicher Verzahnung miteinander unterschiedliche Komplexe bilden. Aufgrund der Vielzahl von Kombinationsmöglichkeiten verschiedenster Syntaxa innerhalb der Kleingewässer würde bei der Erfassung eines jeden unterschiedlich zusammengesetzten Komplexes und seiner Bewertung als eigene Einheit eine unüberschaubare Menge von Komplex-Einheiten entstehen. Eine synsoziologische Bearbeitung der Gewässer kann deswegen nur dann sinnvoll durchgeführt werden, wenn die an der Komplexbildung beteiligten Einheiten erkannt und voneinander abgegrenzt werden (s. 8.3.).

Für die Beschreibung von Komplexen und Komplexbildungen sind aus der Literatur eine Vielzahl von Begriffen bekannt, deren Inhalte sich

keineswegs immer decken. Es sei hier unter anderem auf Arbeiten von PFEIFFER (1958), TÜXEN & LOHMEYER (1962), GROSSER (1965), PASSARGE (1965), MÜLLER (1970) und RODI (1970) verwiesen. Um eine begriffliche Unschärfe in dieser Arbeit zu vermeiden, seien die in diesem Zusammenhang benutzten Begriffe im folgenden erläutert:

Der Begriff "Vegetationskomplex" wird als allgemeine Bezeichnung (Überbegriff) für das regellose oder geordnete Neben- und Durcheinander von Vegetationseinheiten benutzt. Dieser Ausdruck kann vielfältig angewandt werden: von einer Bezeichnung für die Summe aller Vegetationseinheiten auf einer kleineren oder größeren Fläche bis hin zur allgemeinen Beschreibung kleinräumiger Verzahnungen benachbarter Gesellschaften und Arten oder deren "Durchdringungen" und "Überlagerungen" an einem Wuchsort (s. unten).
Die Begriffe "Gesellschaftskomplex" und "Gesellschaftsmosaik" bezeichnen das Gesellschaftsinventar einer begrenzten Fläche, beispielsweise einer Landschaft, einer Fliese oder auch eines Tümpels (vgl. DU RIETZ 1930: 496 f.; BRAUN-BLANQUET 1964: 733 f.; SCHMITHÜSEN 1968: 302 ff.). Verwendung finden diese Ausdrücke vorwiegend bei der Beschreibung einzelner Landschaftselemente oder ganzer Landschaftsteile.
Aufgrund der räumlichen Anordnungen von Vegetationseinheiten innerhalb einer bestimmten Fläche werden azonale Mosaikkomplexe, repräsentiert beispielsweise durch das Mosaik von Bulten und Schlenken im Hochmoor, und zonale Gürtelkomplexe (=Gürtelungskomplexe) unterschieden, die unter anderem regelmäßig in den Verlandungszonen der Gewässer ausgebildet sind. Beide Komplextypen beruhen auf dem kleinräumigen Wechsel standörtlicher Bedingungen, aus dem eine Verzahnung von horizontal deutlich zu trennenden Vegetationseinheiten resultiert. Sie sind durch vielerlei Übergangsbildungen miteinander verbunden und können nur in ihren Optimalausbildungen eindeutig unterschieden werden (vgl. PFEIFFER 1958: 290).

Während sich die bisher erwähnten Komplextypen aus benachbarten, aber räumlich getrennten Vegetationseinheiten zusammensetzen, so treten die Einheiten bei den folgenden Typen auf einer Fläche zusammen auf. Vorausetzung für die Ansprache eines solchen Vegetationskomplexes ist die potentielle Selbständigkeit der beteiligten soziologischen Einheiten, die auch als eigenständige Gesellschaften rein vorkommen müssen. Zudem sollten sie sich nach TÜXEN (1974: 12) in ihren strukturellen, soziologischen, synökologischen, syndynamischen, synchorologischen und Produktions-Eigenschaften unterscheiden. Grundsätzliche Unterschiede in den raum-zeitlichen Beziehungen ihrer Kompartimente führen zur Aufspaltung dieser Komplexbildungen in zwei Gruppen:

Überlagerungen sind ephemere Verzahnungen von Gesellschaften mit unterschiedlichem Rang in der soziologischen Progression (Organisationshöhe), die keine fest zu umreißende raum-zeitliche Beziehung zueinander haben (vgl. SCHWABE-BRAUN & TÜXEN 1981a: 7). Als Beispiele seien hier Überlagerungen von Lemnetea-Gesellschaften mit

Röhrichten genannt, deren Ausmaß und Dauer häufig von Windrichtung und Strömung abhängig sind. Desweiteren fallen Ausbildungen von Therophyten-Gesellschaften unter diesen Begriff, die innerhalb von perennierenden Vegetationseinheiten auftreten. So sind auch Verzahnungen von Bidention-Gesellschaften mit Flutrasen als Überlagerungen anzusehen. Solche Verbindungen sind schon aufgrund der kurzen Lebenszyklen der Zweizahnarten nicht stabil: sie müssen sich in jeder Vegetationsperiode neu aufbauen. Dabei kann beispielsweise die Lage des Wuchsortes der Therophyten innerhalb flächenhaft entwickelter Dauergesellschaften von der Lage eines winterlichen Spülsaumes abhängig sein, die je nach maximalem Wasserstand von Jahr zu Jahr variieren kann. Inwieweit Überlagerungsprozesse auf ephemere Sommer- oder Winterannuellen-Gesellschaften sowie auf "vagabundierende" Einheiten im Sinne von TÜXEN (1975: 28) beschränkt bleiben sollen, ist nicht abschließend geklärt.

Als Durchdringungen sollen dagegen mehr oder weniger stabile Verzahnungen von Gesellschaften mit unterschiedlichem Rang in der soziologischen Progression aufgefaßt werden, die in einer festen raumzeitlichen Beziehung zueinander stehen. Es können verschiedene Arten von Durchdringungen auftreten:

- Als Durchdringungen werden solche innige Verbindungen von selbständigen Gesellschaften angesehen, die in der Literatur bisher als Schleier-, Teppich-, Mantel- oder Saumgesellschaft bezeichnet wurden (s. hierzu PFEIFFER 1958: 291). Viele dieser Komplexe wurden zunächst für homogene Gesellschaften gehalten, bis die soziologische Selbständigkeit ihrer Kompartimente erkannt wurde (vgl. TÜXEN & LOHMEYER 1962: 55). Für solche Durchdringungen wurde auch der Begriff "Zwillingsgesellschaft" geprägt, der die Verzahnung von unterschiedlichen Einheiten andeutet (z.B. bei DIERSCHKE et al. 1983: 30; s. dazu auch Kritik bei PFEIFFER 1958: 292).
- Sukzessionsbedingte Verzahnungen, die sich beispielsweise im Laufe der Verlandung eines Gewässers ergeben, können dann als Durchdringungen aufgefaßt werden, wenn sie sich aus selbständigen Einheiten zusammensetzen (etwa Gesellschaften der Potametea und Phragmitetea). Im Prinzip können sie auch als Phasen der beteiligten Gesellschaften gedeutet werden. Bei einer synsoziologischen Aufnahme würde sich jedoch dann ständig die Schwierigkeit ergeben, einen konkreten Bestand entweder als Degradationsphase der Ausgangsgesellschaft oder als Initialphase der Folgegesellschaft einzuordnen. Aus pragmatischen Gründen bot sich deswegen an, auf eine Abtrennung der Phasen zu verzichten und stattdessen die soziologischen Komponenten der Ausgangs- und Folgegesellschaft getrennt zu notieren (s. 8.3.).
- Außerdem sollen in dieser Arbeit auch räumlich bedingte Schichtungsphänomene perennierender, syndynamisch nicht verwandter Gesellschaften zu den Durchdringungen gestellt werden. So können sich beispielsweise bestimmte Vegetationseinheiten aus den Potametea bei ausreichendem Lichtangebot nicht nur in Röhrichten, sondern auch unter Gebüschen entwickeln (Hottonietum palustris sowohl im Schoenoplecto-Phragmitetum australis wie auch im Salicetum cinereae oder Carici-Alnetum glutinosae).

Die Begriffe "Überlagerung" und "Durchdringung" wurden bisher weitgehend als Synonyma benutzt oder nur unzulänglich getrennt (vgl. etwa MÜLLER 1970: 69; TÜXEN 1974: 18; WILMANNS 1978: 91; DIERSSEN 1982: 12). Erst SCHWABE-BRAUN & TÜXEN (1981a: 7) geben eine exakte Definition für Überlagerungen und grenzen Durchdringungen in einem Diskussionsbeitrag (SCHWABE-BRAUN & TUXEN 1981b: 205) gegen diese ab.

Von den "echten" Komplexen sind solche Ausbildungen zu unterscheiden, die MÜLLER (1970: 70) als Fragmentkomplexe bezeichnet. Dabei handelt es sich um Gesellschaften, in die einzelne Arten oder Artengruppen eindringen, wobei letztere in ihrer Verbindung nirgends als selbständige Vegetationseinheit auftreten. Eine solche Verbindung, die (noch) nicht in selbständige soziologische Einheiten aufgelöst werden kann, fällt zwar auch unter den Überbegriff "Vegetationskomplex", muß aber - auch bei synsoziologischen Bearbeitungen - in ihrer gesamten Zusammensetzung als eine Einheit behandelt werden (vgl. WEBER 1974: 146).
Treten in einem Bestand infolge der Änderung eines standörtlichen Gradienten zusätzlich Arten aus ökologisch und soziologisch (nicht aber syndynamisch) benachbarten Syntaxa auf, so sind diese Verbindungen nicht als Komplexe aufzufassen, sondern als ökologisch vermittelnde Ausbildungen auf dem Niveau von Subassoziationen und Varianten einer Assoziation unterzuordnen (vgl. PASSARGE 1965: 203).

Das zufällig gemeinsame Aufkommen von Arten unterschiedlicher soziologischer Zuordnung, zwischen denen primär keine Wechselwirkungen bestehen, sollte als - zeitlich begrenzte - Simultanbesiedlung ohne Komplexbildung aufgefaßt werden. Demzufolge ist im Laufe der Besiedlung trockengefallener Flächen durch mehrere Pionierarten aus soziologisch nicht verwandten Einheiten erst dann von einem "echten" Überlagerungskomplex zu sprechen, wenn sich zwischen den Individuen der beteiligten Arten durch Raum-, Licht- und Nährstoffkonkurrenz oder allelopathische Effekte Beziehungen entwickelt haben.

Da es durch Überlagerungen und Durchdringungen in vielen Fällen zur Ausbildung von zwei oder mehreren soziologisch unterscheidbaren Einheiten auf einer weitgehend homogenen Aufnahmefläche kommen kann, scheint es zumindest in Ausnahmefällen gerechtfertigt zu sein, bei Mangel an geeignetem Aufnahmematerial für die Dokumentation mehrerer Einheiten - nicht für ihre Typisierung! - eine Vegetationsaufnahmen aus einem solchen Komplex mehrfach zu benutzen und sie in verschiedene Tabellen einzuarbeiten. Folgende Beispiele sollen dieses Vorgehen verdeutlichen: Wenn im Flachwasserbereich eines Tümpels Lemnetea-Arten ein Röhricht überlagern, so können die Komponenten beider Gesellschaften mit ähnlichen Deckungswerten auftreten. Das gleiche gilt beispielsweise für ein Lemnetum trisulcae, das sich unter einem Potamogeton natans-Bestand entwickelt hat. Da in diesen Fällen die Einheiten des Überlagerungskomplexes soziologisch (und strukturell) streng getrennt sind, können für ihre Dokumentation entweder zwei Auf-

nahmen angefertigt werden, die sich im Prinzip vollständig gleichen (vgl. PASSARGE 1982: 16), oder eine Aufnahme zweimal benutzt werden. Dieses Verfahren sollte auf keinen Fall zur Vermehrung des Aufnahmematerials angewandt werden. Eine Komplex-Aufnahme wurde nur dann mehrfach verarbeitet, wenn sich im Nachhinein herausstellte, daß die beteiligten Einheiten nicht durch andere Vegetationsaufnahmen hinreichend belegt werden konnten.

6.1.3. Determinantionsprobleme

Bei der Bearbeitung aquatischer und amphibischer Vegetationstypen bereitet die Bestimmung einer Reihe von Arten beispielsweise aus den Gattungen Callitriche, Myriophyllum, Potamogeton, Ranunculus Subgenus Batrachium, Utricularia und Zannichellia größere Schwierigkeiten. Auch die gelegentlich problematische Unterscheidung zwischen Lemna minor und L. gibba, die Ansprache von Characeae, von sterilen Poaceae und Cyperaceae sowie der diversen Keimpflanzen erfordern eine gründliche Einarbeitung. Zu solchen Determinationsproblemen und ihr Verhältnis in Bezug auf die syntaxonomische Gliederung der Potametea haben sich unter anderem WIEGLEB (1981) und MERIAUX (1983b) ausführlich geäußert.

Die meisten Bestände kritischer Arten konnten mit Hilfe von Spezialliteratur sowie durch Vergleiche mit Herbarbelegen aus dem Botanischen Institut der Universität Kiel zugeordnet werden. Neben den Standardwerken von CASPER & KRAUSCH (1980; 1981), OBERDORFER (1979) und ROTHMALER et al. (1976; 1983) wurden hauptsächlich folgende Bestimmungsschlüssel benutzt:

- Batrachium - COOK (1966)
- Callitriche - RAABE (1974), GUINOCHET & VILMORIN (1984)
- Characeae - WOOD & IMAHARI (1964; 1965)
- Cyperaceae, steril - FOERSTER (1972), JERMY, CHATER & DAVID (1982), NEUMANN (o.J.)
- Poaceae, steril - RAABE (1975)
- Potamogeton - RAABE (1973), MARKGRAF (1981a)
- Utricularia - RAABE (1979b)

Die Kleinarten von Callitriche palustris agg. und Ranunculus aquatilis agg. können zumeist nur im blühenden und fruchtenden Zustand sicher angesprochen werden. Da die in Kleingewässern auftretenden Kleinarten soziologisch weitgehend auf den Verband Ranunculion aquatilis beschränkt bleiben, wurden unbestimmbare Populationen auf dem Niveau der Aggregate zu Einheiten innerhalb des Verbandes zusammengefaßt (Callitriche palustris agg.-Bestände, Ranunculus aquatilis agg.-Bestände; vgl. 7.3.3.). Dieses Vorgehen scheint aufgrund der Problemlage gerechtfertigt, obwohl solche Vegetationseinheiten nicht durch Arten sondern durch Aggregate charakterisiert werden, deren Kleinarten wiederum eigene Syntaxa bilden können.

6.2. Erhebung pflanzensoziologischer Aufnahmen, ihre Zuordnung und Tabellendarstellung

Die Geländearbeiten erstreckten sich von 1982 bis 1986 über fünf Vegetationsperioden, in denen an Kleingewässern insgesamt 1080 Vegetationsaufnahmen angefertigt wurden. Im ersten Jahr erfolgte eine Einarbeitung in pflanzensoziologische Arbeitsweisen. Im zweiten Jahr wurde der Schwerpunkt auf die Erfassung unterschiedlicher Vegetationseinheiten aus allen Landsteilen gelegt. In den folgenden Jahren wurden neben der Anfertigung synsoziologischer Aufnahmen gezielt seltene oder noch nicht ausreichend dokumentierte Vegetationseinheiten gesucht und erfaßt.

Ebenfalls aufgenommen aber nicht weiter ausgewertet wurden die Pflanzenbestände der höhergelegenen Uferbereiche, die keiner direkten Nutzung unterliegen. Im Laufe der Bearbeitung erwies sich eine Einbeziehung dieser Randzonen in die synsoziologische Aufnahme als zur Zeit nicht zweckmäßig (s. 8.2.1.). Nicht aufgenommen wurden dagegen Bestände der Arten, die nur zufällig auf trockengefallenen Gewässerböden gekeimt waren, dort aber im Normalfall ihren Lebenszyklus nicht durchlaufen können (Ackerwildkräuter, Ruderalarten aus dem Kontaktbereich).

Als Orientierungsgrundlage wurden neue und ältere Ausgaben der TK 25 (ehemals Meßtischblatt genannt) benutzt. Es stellte sich dabei heraus, daß im Zuge der Fortführung älterer Meßtischblatt-Ausgaben viele Kleinstrukturen wie Tümpel in den neueren Ausgaben ab ungefähr 1980 nicht mehr durchgehend erfaßt wurden, obwohl sie im Gelände noch vorhanden sind. Andererseits konnten viele der in den neusten Ausgaben noch verzeichneten Kleingewässer im Gelände nicht mehr gefunden werden.
Für einige Landesteile standen die Ergebnisse der Biotopkartierung durch Mitarbeiter des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel, zur Verfügung. Der aktuelle Zustand der aufgesuchten Gewässer entsprach häufig leider nicht mehr demjenigen, der während der Biotopkartierung aufgenommen worden war.
Auch die Auswertungsmöglichkeiten von Luftbildern für das Auffinden von interessanten Kleingewässern bleibt beschränkt. Sie hängen unter anderem stark vom Alter, dem Aufnahmezeitpunkt und der Qualität der Abzüge ab.

Das Fehlen einer aktuellen und ausreichend detaillierten topographischen Grundlage zur Lokalisierung der Gewässer sowie die Unsicherheit über ihre Bearbeitungswürdigkeit gestatteten häufig keine gezielte Kartierung. Mit dem oft erfolglosen Absuchen des Geländes waren erhebliche Zeitverluste verbunden.
Einen guten Überblick erhält der erfahrene Bearbeiter dagegen vom Flugzeug aus, mit dem innerhalb kurzer Zeit weite Strecken zurückgelegt werden können. Bei einer Flughöhe von ungefähr 1500 Fuß kann ein Streifen von 2 bis 3 km Breite erfaßt werden, in dem Kleingewässer, die nicht unter Gebüschen versteckt sind, hinsichtlich der zu erwartenden Arten- und Strukturvielfalt schon grob bewertet

werden können. Desöfteren stellte sich nämlich erst nach längeren Autofahrten und Überwindung allerlei nutzungsbedingter Hindernisse (Gräben, Zäune, Bullenbesatz usw.) heraus, daß der aufgesuchte Tümpel keine Spur von Vegetation aufwies.

Die Vegetationsaufnahmen wurden nach der bewährten Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt, wobei die auf Anregung von BARKMAN, DOING & SEGAL (1964) verfeinerte Schätzmethode mit den von REICHELT & WILMANNS (1973: 66) aufgeführten Deckungswerten zur Anwendung kam:

r = 1 Einzelindividuum, Deckung ≤ 5 %;
\+ = 2 bis 5 Individuen, - " - ≤ 5 %;
1 = 6 bis 50 Individuen, - " - ≤ 5 %;
2m = über 50 Individuen, - " - ≤ 5 %;

5 % < 2a ≤ 15 % Deckung, Individuenzahl beliebig;
15 % < 2b ≤ 25 % - " - , - " - - " - ;
25 % < 3 ≤ 50 % - " - , - " - - " - ;
50 % < 4 ≤ 75 % - " - , - " - - " - ;
75 % < 5 ≤ 100 % - " - , - " - - " - .

Die Größe der Aufnahmeflächen richtete sich nach den jeweiligen topographischen Verhältnissen, wobei versucht wurde, der geforderten Homogenität soweit wie möglich Genüge zu leisten. Die für die Ausbildung einer coenologisch gesättigten Assoziationen benötigte Mindestfläche wurde dabei häufig nicht erreicht.

Der Wert der angefertigten Aufnahmen besteht somit in erster Linie in einer Dokumentation der angetroffenen Bestände, die als Grundlage für die synsoziologischen Untersuchungen dienen. Eine syntaxonomische Bearbeitung der erhobenen Daten für eine Typisierung von Syntaxa ist aufgrund ihrer standörtlich bedingten soziologischen Heterogenität nach TÜXEN (1972: 24) nicht zulässig (vgl. auch TÜXEN & PREISING 1942; TÜXEN 1974; 1977; POTT 1980: 5; BARKMAN, MORAVEC & RAUSCHERT 1986: Artikel 37).

Die Zuordnung der aufgenommenen Bestände zu beschriebenen Syntaxa beziehungsweise ihre Einordnung in die Hierarchie des pflanzensoziologischen Systems erfolgte deduktiv und weitgehend in Anlehnung an DIERSSEN et al. (1988).

Die Vegetationsaufnahmen wurden nach ihrer Zuordnung zumeist auf dem Rang von Verbänden zusammengefaßt und in synthetischen Tabellen dargestellt.
Die Präsenz einzelner Arten in den Aufnahmekollektiven entspricht folgenden Stetigkeitsklassen:

r ≤ 5 %;
5 % < + ≤ 10 %
10 % < I ≤ 20 %;
20 % < II ≤ 40 %;
40 % < III ≤ 60 %;
60 % < IV ≤ 80 %;
80 % < V ≤ 100 %.

Eine Klassifizierung erfolgte nur bei einem Kollektiv von mindestens fünf Vegetationsaufnahmen. Anderenfalls wurde die absolute Häufigkeit der Arten in arabischen Ziffern angegeben.

In den Tabellen wurden folgende Abkürzungen benutzt:

- Ch - Assoziationscharakterart;
- V - Verbandscharakterart;
- VCh - Charakterart einer Basalgesellschaft des Verbandes;
- V_{diff} - Differentialart des Verbandes;
- O - Ordnungscharakterart;
- OCh - Charakterart einer Basalgesellschaft der Ordnung;
- K - Klassencharakterart;
- KCh - Charakterart einer Basalgesellschaft der Klasse;
- D - Kennzeichnende Sippe einer ranglosen Gesellschaft;
- B - Begleiter.

Die für die syntaxonomische Zuordnung herangezogenen Arten wurden in der Regel mit zunehmender soziologischer Ranghöhe und innerhalb einer Rangstufe nach abnehmender Stetigkeit aufgelistet. Die Begleiter wurden nach abnehmender Stetigkeit angeordnet. Erreichten sie in keinem Syntaxon der Tabelle eine Stetigkeit größer als 20 %, so wurden sie meistens vernachlässigt.

Die "syntaxonomisch einartigen" Bestände (s. 6.1.1.) wurden den jeweiligen Syntaxa zugeordnet und bei wenigen Ausnahmen mit einer eigenen Spalte jeweils hinter das betreffende Syntaxon in die Tabelle eingefügt.

Die Darstellungsform der synthetischen Tabellen wurde gewählt, um eine unreflektierte Verwendung der in der Regel soziologisch heterogenen Vegetationsaufnahmen zu unterbinden. Die Orginaltabellen sind zur Einsichtnahme am Botanischen Institut der Universität Kiel hinterlegt.

Die Anordnung der Vegetationseinheiten im Kapitel 7. folgt weitgehend der soziologischen Progression, wie sie bei DIERSSEN et al. (1988) wiedergegeben ist. Auf eine weitergehende Untergliederung der Assoziationen in Subassoziationen, Varianten oder Phasen wurde aufgrund der Artenarmut verzichtet.

Die Nomenklatur der Phanerogamen richtet sich nach MIERWALD (1987), die der Bryophyten überwiegend nach FRAHM & FREY (1983) und die der Characeae nach ROTHMALER et al. (1983). Aus diesem Grund wurde auf die Nennung von Autorennamen bei den Arten verzichtet.
Die Nomenklatur der Vegetationseinheiten richtet sich weitgehend nach DIERSSEN et al. (op. cit.).

7. Kennzeichnung der Vegetationseinheiten

Im folgenden werden diejenigen Pflanzengesellschaften dokumentiert und beschrieben, die innerhalb der Zone angetroffen wurden, die vom winterlichen Hochwasser nachhaltig beeinflußt wird (s. auch 8.2.1.). Bei der Darstellung dieser Vegetationseinheiten wird schwerpunktmäßig auf die Charakterisierung von Standortansprüchen der für den Gesellschaftsaufbau relevanten Arten eingegangen. Die gelegentlich aufgetretenen Differenzen zwischen Literaturangaben und eigenen Beobachtungen werden aufgezeigt und diskutiert. Zudem werden Angaben und Beobachtungen zur Lebensstrategie, insbesondere zur Ausbreitungsbiologie dieser Arten zusammengestellt. Mit diesem Wissen kann in vielen Fällen das Auftreten oder Fehlen bestimmter Vegetationseinheiten beziehungsweise deren Zusammensetzung in unterschiedlich genutzten Kleingewässern und in verschiedenen Verlandungsstadien gedeutet werden.
Abweichende Auffassungen bei der syntaxonomischen Zuordnung von Beständen und bei der synsystematischen Gliederung höherer soziologischer Einheiten können im Rahmen dieser Arbeit nur kurz erörtert werden.
Ferner wird auf die häufigsten Komplexbildungen der einzelnen Gesellschaften eingegangen und ihre naturräumliche Verbreitung umrissen.
Die Beschreibung syndynamischer Entwicklungen sowie die Abschätzung des Indikatorwertes der Vegetationseinheiten für Standortverhältnisse in Kleingewässern werden auf dem Niveau von Verbänden oder gegebenenfalls Ordnungen und Klassen diskutiert.

7.1. LEMNETEA MINORIS (Tx 55) Oberd. 57
LEMNETALIA MINORIS (Tx 55) Oberd. 57

Wasserlinsen und einige Lebermoose treten zu artenarmen Gesellschaften zusammen, die ein- bis zweischichtige Bestände aufbauen. Aufgrund ihrer meist pleustischen Lebensweise können sie von Wind und Strömung leicht verdriftet werden. Dabei kommt es regelmäßig zur Bildung von Vegetationskomplexen durch Überlagerungen mit Kontaktgesellschaften.

Die synsystematische Gliederung und Einordnung dieser einfach strukturierten Gesellschaften ist noch nicht befriedigend geklärt (Versuche in jüngerer Zeit unter anderem durch MÜLLER & GÖRS 1960; PHILIPPI 1969; TÜXEN 1974; PASSARGE 1978a; SCHWABE-BRAUN & TÜXEN 1981a; SCOPPOLA 1982). Besondere Gliederungsprobleme ergeben sich aus:

- der Artenarmut der Bestände,
- dem ausgeprägten Pioniercharakter aller Arten aufgrund rascher ornithochorer Verbreitung und starker vegetativer Vermehrung,
- der weiten ökologischen Amplituden fast aller aufbauenden Arten,
- den jahreszeitlich unterschiedlichen Entwicklungszyklen einzelner Arten und
- der Bildung von Vegetationskomplexen durch Überlagerungen.

Aus pragmatischen Gründen werden die Bestände innerhalb der Lemnetea nach der Dominanz der auftretenden Charakterarten einzelnen Assoziationen zugeordnet. Diesem Vorgehen liegt die Annahme zugrunde, daß - mit gewissen Einschränkungen - die dominante Art den Standort zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme durch ihr ökologisches Optimum charakterisiert (vgl. PASSARGE 1978a: 3).
Eine Untergliederung der Assoziationen in Subassoziationen entsprechend dem Vorgehen von SCHWABE-BRAUN & TÜXEN (op. cit.) wird nicht durchgeführt, da sich nach eigenen Beobachtungen Artenzusammensetzung und Abundanzen der beteiligten Arten in einem Bestand schon innerhalb weniger Tage stark ändern können (vgl. auch PHILIPPI 1969: 154). Daraus würde sich eine Vielzahl von im Gelände oft nicht eindeutig ansprechbaren Untereinheiten ergeben, denen kaum noch ein Indikatorwert zukommt.
Einartige Bestände der jeweiligen Charakterarten werden den Assoziationen zugeordnet, sind aber nicht in den Stetigkeitstabellen aufgeführt.

Tabelle 10: Lemnetea minoris

Spalte		1	2	3	4	5	6
Anzahl der Aufnahmen		20	32	21	3	11	9
Mittlere Artenzahl		3	4	3	4	4	1
Ch_1	Lemna gibba	[V 2b-5]	II 2m-3	II +-3	.	r 2m	.
Ch_2	Spirodela polyrhiza	IV +-3	[V 2a-5]	III +-3	.	II +-4	.
Ch_3	Lemna trisulca	II 1-3	III 1-4	[V 2b-5]	1 1	III 2a	.
Ch_4	Ricciocarpus natans	.	r 2b	.	[3 2b-4]	+ 2b	.
Ch_5	Ricciella fluitans agg.	r 2a	.	r 2m	.	[V 1-5]	.
KCh_6	Lemna minor	V 2m-4	V 1-5	V +-5	2 2a-4	V 1-5	[V 5]
B	Potamogeton natans	I 2a-2b	III 2a-4	I 2a-3	.	.	II 2a
	Elodea canadensis	I 2a-5	II +-5	r 4	.	.	.

Spalte 1: Lemnetum gibbae
Spalte 2: Lemno-Spirodeletum polyrhizae
Spalte 3: Lemnetum trisulcae
Spalte 4: Ricciocarpetum natantis
Spalte 5: Riccielletum fluitantis
Spalte 6: Lemna minor-Basalgesellschaft [Lemnetea]

7.1.1. LEMNION MINORIS (Tx 55) Oberd. 57

Auf eine Untergliederung der Lemnetalia in zwei oder mehrere Verbände, wie sie SCHWABE-BRAUN & TÜXEN (1981a) oder SCOPPOLA (1982) vorschlagen, wird in dieser Arbeit verzichtet, da sie weder floristisch befriedigend zu begründen noch ökologisch zu untermauern ist.

7.1.1.1. LEMNETUM GIBBAE Bennema 43 emend. Miyawaki & J. Tüxen 60
(Buckellinsen-Gesellschaft)
Tab. 10, Spalte 1

Auf der Oberfläche vieler nährstoffreicher und zugleich sonnenexponierter Kleingewässer finden sich im Sommer nicht selten dichte, oft geschlossene Wasserlinsen-Decken, in denen Lemna gibba dominiert. In der durch diese Art gekennzeichneten Assoziation treten auch Spirodela polyrhiza und die Klassenkennart Lemna minor mit hohen Stetigkeiten auf, wobei letztere gelegentlich zur Dominanz gelangt. Lemna trisulca und Ricciella fluitans sind dagegen seltener anzutreffen. Einartige Bestände von L. gibba wurden nur vereinzelt beobachtet.

L. gibba besiedelt überwiegend eu- bis hypertrophe Gewässer. In der Literatur werden vielfach die hohen Phosphat- und Nitratkonzentrationen ihrer Wuchsorte herausgestellt (WIEGLEB 1976: 106; POTT 1980: 27 ff.; STARFINGER 1985: 85). Nach aut- und synökologischen Versuchen kommt LÜÖND (1983: 110) zu dem Ergebnis, daß diese Art nur in nährstoffreichen Gewässern langfristig existieren kann.
Die Buckellinse ist sehr lichtbedürftig und frostempfindlich. Sie entwickelt sich aus ihren Turionen erst recht spät im Jahr (Mai/Juni) und bildet im frühen Spätsommer neue Überwinterungssprosse. Trockenphasen kann sie auf feuchtem Schlamm relativ gut überdauern.

Eine geschlossene Wasserlinsen-Decke fördert aufgrund des weitgehend unterbundenen Gasaustausches die Bildung von FeS und H_2S am Gewässerboden und damit die Entstehung übelriechenden Faulschlammes. Unter diesen Standortbedingungen fehlt häufig jeglicher submerse Makrophytenbewuchs. Nur Potamogeton natans kümmert gelegentlich in Einzelexemplaren an der Oberfläche solcher Gewässer.

Der Hinweis, daß L. gibba und L. trisulca sich weitgehend gegenseitig ausschließen (MÜLLER 1977: 73; vgl. auch POTT 1980: 26), trifft für Schleswig-Holstein nicht zu. Vergesellschaftungen beider Arten wurden häufiger beobachtet. Die Auswertung von 399 synsoziologischen Aufnahmen ergab, daß in 11 von 52 Kleingewässern, in denen das Lemnetum gibbae angetroffen wurde, L. trisulca am Gesellschaftsaufbau beteiligt war. In 14 von 120 Kleingewässern, in denen das Lemnetum trisulcae festgestellt werden konnte, trat L. gibba subdominant auf (s. auch MERIAUX 1978: Tab. 2 und 3; SCOPPOLA 1982: Tab. 22).

In ihrer flachen Wuchsform wurde L. gibba wahrscheinlich hin und wieder zugunsten von L. minor übersehen. Diese Wuchsform soll nach SCHWABE-BRAUN & TÜXEN (1981a: 37) unter ungünstigen Bedingungen auf-

treten. In mehreren Tümpeln wurden alle Übergänge zwischen flacher und buckeliger Form von L. gibba gefunden. Während Massenbestände der buckelige Form häufig anzutreffen sind, wurden nur selten ausschließlich Individuen der flachen Form beobachtet (vgl. auch DE LANGE 1972: 66 f.).

Das Lemnetum gibbae ist in allen Naturräumen anzutreffen. Der Verbreitungsschwerpunkt der Charakterart liegt eindeutig in der Marsch (vgl. RAABE 1987: 562). Mit der allgemein zunehmenden Eutrophierung scheint sich diese Gesellschaft auch in anderen Naturräumen stark auszubreiten (s. auch POTT & WITTIG 1985: 27).

7.1.1.2. LEMNO-SPIRODELETUM POLYRHIZAE (Kelhofer 15) Koch 54
(Teichlinsen-Gesellschaft)
Tab. 10, Spalte 2

Das Lemno-Spirodeletum polyrhizae, eine der häufigsten Gesellschaften schleswig-holsteinischer Kleingewässer, entwickelt sich ungefähr ab Anfang Juni auf sonnenexponierten Wasseroberflächen. Am Aufbau der durch die Dominanz von Spirodela polyrhiza charakterisierten Assoziation, in der lediglich Lemna minor mit höheren Deckungen auftreten kann, sind außerdem L. trisulca und L. gibba mit mittleren Stetigkeiten bei geringerer Mächtigkeit beteiligt. Auch einartige Bestände von S. polyrhiza wurden öfters beobachtet. Sie sind wahrscheinlich auf junge Ansiedlungen zurückzuführen.

Das Lemno-Spirodeletum polyrhizae nimmt hinsichtlich ihrer Ansprüche an Nährstoffkonzentrationen eine mittlere Stellung ein: die Assoziation meidet nur sehr nährstoffarme und extrem reiche bis stark verschmutzte Gewässer (vgl. auch WIEGLEB 1976: 104; SCHWABE-BRAUN & TÜXEN 1981a: 49 f.; LÜÖND 1983: 110).
S. polyrhiza besiedelt bevorzugt die Wasseroberflächen sonnenexponierter Kleingewässer; Frost und längere Trockenphasen führen zum raschen Absterben der Bestände. Die Teichlinse entwickelt sich ähnlich wie L. gibba relativ spät aus seinen Turionen und scheint die kürzeste Wuchsperiode aller Lemnetea-Arten zu besitzen (SCHWABE-BRAUN & TÜXEN l. cit.; STARFINGER 1985: 82).

Aufgrund ihrer weiten ökologischen und soziologischen Amplitude wird S. polyrhiza von einigen Autoren als Ordnungs- beziehungsweise Klassenkennart gewertet, so unter anderem von MÜLLER & GÖRS (1960: 74), WESTHOFF & DEN HELD (1975: 43), MÜLLER (1977: 67) und SCOPPOLA (1982: 51).

Die Überlagerung dieser Assoziation mit der Potamogeton natans-Basalgesellschaft ist in den untersuchten Kleingewässern so regelmäßig ausgebildet, daß sie als eine für Tümpel "typische" Komplexbildung bezeichnet werden kann.

Das Lemno-Spirodeletum polyrhizae ist in allen Naturräumen verbreitet.

7.1.1.3. LEMNETUM TRISULCAE (Kelhofer 15) Knapp & Stoffers 62
(Gesellschaft der Untergetauchten Wasserlinse)
Tab. 10, Spalte 3

Schon früh im Jahr können in ungetrübten, oft auch beschatteten Gewässern Bestände des Lemnetum trisulcae beobachtet werden. In dieser meist zweischichtig aufgebauten Assoziation treten häufig auch L. minor und Spirodela polyrhiza mit hohen Deckungen auf. L. gibba ist dagegen nur mit geringer Stetigkeit vertreten. Einartige Bestände von L. trisulca wurden relativ selten angetroffen.

Hinsichtlich ihrer Nährstoffansprüche ist L. trisulca schwer einzuordnen, da sie unterschiedliche Gewässer von großer ökologischer Spanne besiedelt (vgl. WIEGLEB 1976: 99). In der Regel werden Bestände des Lemnetum trisulcae langfristig auf solche Standorte abgedrängt, die für die Entwicklung anderer Assoziationen beispielsweise durch Nährstoffarmut ein ungünstiges Faktorengefüge aufweisen. Fehlen an stark eutrophierten Standorten zufällig eutraphente Lemnetea-Arten, so kann sich dort ein Lemnetum trisulcae entwickeln und solange dauerhaft behaupten, bis konkurrenzstärkere Arten einwandern. Auch nachdem diese zur Dominanz gelangt sind, bleibt L. trisulca meist am Bestandsaufbau beteiligt (vgl. 7.1.1.1.). Der dieser Gesellschaft oft zuerkannte Indikatorwert für relativ nährstoffarme Verhältnisse darf also für Kleingewässer nicht überinterpretiert werden. Zu einem ähnlichen Ergebnis gelangt auch STARFINGER (1985: 86) aufgrund seiner Untersuchungen an Berliner Pfuhlen.
L. trisulca scheint an CO_2-reiche Gewässer gebunden zu sein (WIEGLEB l.cit.). Außerdem ist sie ausgesprochen schattentolerant: auch bei verhältnismäßig geringem Lichtangebot werden Wuchsleistung und Teilungsrate nur unwesentlich herabgesetzt (KEDDY 1976: 356). Dadurch ist sie in der Lage, sich auch unter weitgehend geschlossenen Vegetationsdecken zu entwickeln.
Die Art ist frostresistent und überwintert ohne Ausbildung eines deutlich morphologisch veränderten Vegetationskörpers. Als physiologische Anpassung an die kältere Jahreszeit konnte bisher nur vermehrte Stärkebildung nachgewiesen werden (LANDOLT 1986: 183). L. trisulca scheint selbst im Eis eingeschlossen zu einer geringen Assimilationsleistung befähigt zu sein. Diese Überwinterungsstrategie hat zur Folge, daß die Assoziation schon früh im Jahr entwickelt ist. Später kann sie in Abhängigkeit von Erwärmung und Nährstoffangebot vom Lemno-Spirodeletum polyrhizae oder Lemnetum gibbae abgelöst werden (s. MERIAUX & GEHU 1978: 110). Detaillierte Angaben über Licht- und Nährstoffkonkurrenz zwischen einzelnen Arten der Lemnacae und der von ihren aufgebauten Gesellschaften sind bei LANDOLT (op. cit.) und LANDOLT & KANDELER (1987) in einer Monographie über die Familie zusammengestellt.

Im vegetativen Stadium ist L. trisulca hinsichtlich ihrer Lebensform als Ricciellide anzusprechen, die relativ mächtige Schichten unter der Wasseroberfläche aufbauen kann. Dieses submerse Stratum wird vom Wind kaum fortbewegt. Die am Aufbau der Assoziation beteiligten emersen Lemniden können dagegen leicht verdriftet werden, solange

ihre Wurzeln nicht intensiv mit den Vegetationskörpern von L. trisulca verwoben sind. Im generativen Stadium, das nur selten beobachtet werden konnte, entwickelt L. trisulca einen auf der Wasseroberfläche schwimmenden Vegetationssproß mit Kutikula und Spaltöffnungen, der bezüglich der Lebensform als Lemnide einzuordnen ist. In diesem Stadium ist die Art auf den ersten Blick kaum von L. minor zu unterscheiden (vgl. DEN HARTOG 1964: 64).

Aufgrund der weiten ökologischen Amplitude von L. trisulca wertet SCOPPOLA (1982: 51) sie als Ordnungscharakterart und erkennt ein Lemnetum trisulcae nicht an (vgl. auch MÜLLER & GÖRS 1960: 74; WEBER-OLDECOP 1969; WESTHOFF & DEN HELD 1975; HILBIG 1971a).

Die Assoziation ist in allen Naturräumen Schleswig-Holsteins sowohl in sonnenexponierten wie beschatteten Gewässern unterschiedlicher Trophiegrade weit verbreitet.

7.1.1.4. RICCIOCARPETUM NATANTIS Segal 63 emend. Tx 74 (Schwimmlebermoos-Gesellschaft) Tab. 10, Spalte 4

Das in Schleswig-Holstein seltene Moos Ricciocarpus natans kennzeichnet eine Dominanzassoziation, an deren Aufbau sich in den untersuchten Kleingewässern nur Lemna trisulca und L. minor beteiligen.

Die Charakterart dieser Assoziation scheint zwar nährstoffärmere Gewässer zu bevorzugen, dennoch fehlt sie nicht an deutlich eutrophierten Standorten (vgl. POTT & WITTIG 1985: 23). Hinweise darauf finden sich auch bei PHILIPPI (1969: 160), der den Wechsel zwischen R. natans und der eutraphenten L. gibba an einem Wuchsort erwähnt. Ein ähnlicher Aspektwechsel konnte 1986 in einer Mergelkuhle (1731-01) auf der Wagrischen Halbinsel beobachtet werden: während dort im Mai ein Ricciocarpetum natantis ausgebildet war, wurden am selben Wuchsort im Juli ein Lemno-Spirodeletum polyrhizae und im August ein Lemnetum gibbae notiert.
R. natans baut schon im Frühjahr lockere, auf der Wasseroberfläche treibende Bestände auf. Mehrfach wurde jedoch festgestellt, daß die Art im Sommer kleinere Vegetationskörper ausbilden kann, die nicht auf sondern unter der Wasseroberfläche zwischen lückigen Beständen anderer Lemnetea-Arten treiben.
Das Ricciocarpetum natantis entwickelt sich vornehmlich an leicht beschatteten Standorten. Nur hin und wieder finden sich die Bestände auch auf sonnenexponierten Flächen (vgl. CORDES & KUHBIER 1981: 85). Sommerliche Trockenphasen können sie auf feuchten Schlammböden im Schatten von Röhricht- und Seggenpflanzen überdauern. Hier vermehrt sich R. natans vegetativ weiter und bildet kleine rundliche Kolonien. An solchen Wuchsorten übersteht das Schwimmlebermoos wahrscheinlich auch jene Perioden, in denen konkurrenzstärkere Arten die Wasseroberfläche einnehmen. CERNOHOUS & HUSAK (1986: 131) berichten aus der Tschechoslowakei, daß ein rascher Wasserspiegelanstieg im Frühjahr oder nach Trockenphasen im Sommer die Entwicklung des Ricciocarpetum

natantis beschleunigt. PEDROTTI (1979: 797) beschreibt vergleichbare Phänomene auch aus Italien.

In einer mit häuslichen Abwässern belasteten Viehtränke im Eider-Moränengebiet (1727-01), die im Rahmen einer Diplomarbeit von WALTER (1988) intensiv untersucht wurde, konnte in den letzten beiden Jahren eine interessante Entwicklung verfolgt werden: R. natans trat im Sommer 1986 spontan in einem Carex rostrata-Bestand auf. Genau in dieser Zone tritt im Uferbereich der Tränke relativ nährstoffarmes Quellwasser aus, so daß eine Korrelation zwischen eher mesotrophen Nährstoffbedingungen und dem Wuchsort des Schwimmlebermooses gegeben schien. Im Frühjahr 1987 besiedelte R. natans die ganze freie Fläche des insgesamt stark eutrophierten Gewässers. Im Juli konnten dagegen nur noch einige submers treibende Vegetationskörper entdeckt werden, während die Wasserfläche von einem Lemnetum trisulcae eingenommen wurde.

R. natans wird gelegentlich als weitere Kennart dem Ricciellletum fluitantis zugeordnet (s. WEBER-OLDECOP 1969: 21; MÜLLER 1977: 74; REICHHOFF 1978: 421). Andere Autoren, denen hier gefolgt werden soll, fassen das Ricciocarpetum natantis als eigenständige Assoziation, die sich im strukturellen Aufbau und in ihrer ökologischen Amplitude deutlich vom Ricciellletum fluitantis unterscheidet (s. beispielsweise MERIAUX 1978: 86; POTT 1980: 25; SCHWABE-BRAUN & TÜXEN 1981a: 67).

In Kleingewässern tritt das Ricciocarpetum natantis nur selten und ausschließlich im Östlichen Hügelland auf. Mehrere Neufunde in den letzten Jahren lassen vermuten, daß es sich in Schleswig-Holstein langsam ausbreitet.

7.1.1.5. RICCIELLETUM FLUITANTIS Slavnic 56
(Gesellschaft des Wasser-Lebermooses)
Tab. 10, Spalte 5

Da Ricciella fluitans und R. rhenana makroskopisch nicht unterschieden werden konnten, beziehen sich alle Angaben in dieser Arbeit auf das Aggregat von R. fluitans.

Im Schatten von Röhrichten oder Weidengebüschen entwickeln sich in meist klaren, oft durch Huminstoffe bräunlich gefärbten Gewässern Dominanzbestände von Ricciella fluitans. Das zierliche Lebermoos wächst nach dem Sinken des Wasserstandes auf trockengefallenen Flächen vegetativ weiter oder findet sich festgeheftet an Röhrichtsproßen und tiefhängenden Weidenzweigen. In der durch R. fluitans gekennzeichneten Assoziation treten nur Lemna trisulca und L. minor mit höheren Stetigkeiten auf, während Spirodela polyrhiza und L. gibba selten zu finden sind. Das Vorkommen einartiger Bestände beschränkt sich weitgehend auf stark beschattete Gewässer.

Die Siedlungsgewässer von R. fluitans sind nach WIEGLEB (1976: 103) arm an Bicarbonaten, Calcium und eventuell auch an Nitrat. Hinsichtlich weiterer Nährstoffansprüche scheint sich das Riccielletum fluitantis hauptsächlich in schwach sauren, oligo- bis mesotrophen Gewässern zu entwickeln. Die Assoziation stellt in Mitteleuropa den nährstoffärmsten Flügel der Lemnetea dar (vgl. WIEGLEB l. cit.; POTT 1980: 23 f.; SCHWABE-BRAUN & TÜXEN 1981a: 78). Dem widersprechen allerdings Angaben von STARFINGER (1985: 86), der diese Assoziation in solchen Berliner Pfuhlen fand, deren Nährstoffgehalte über denen der gleichzeitig untersuchten Standorte des Lemno-Spirodeletum polyrhizae und des Lemnetum trisulcae lagen (vgl. auch PHILIPPI 1969: 159).

Im Vergleich mit anderen Lemnetea-Arten weist R. fluitans die höchste Beschattungstoleranz auf. Im Schatten können längere Trockenphasen auf feuchtem Boden oder in Moospolstern problemlos überstanden werden. Dadurch kann die Art in nährstoffreichen Gewässern der Konkurrenz wärmeliebender, eutraphenter aber gleichzeitig lichtbedürftiger und gegen Austrocknung empfindlicher Lemnetea-Arten ausweichen.
Ähnlich wie L. trisulca ist auch R. fluitans frosthart und überwintert ohne erkennbare Veränderung des Vegetationskörpers.

Die Assoziation ist in den Tümpeln der Geest und der Niedermoorgebiete häufig anzutreffen. Im Östlichen Hügelland tritt sie meist nur in beschatteten Mergelkuhlen auf. Ferner ist sie in stark beschatteten Waldtümpeln weit verbreitet, die im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht untersucht wurden.

7.1.2. Basalgesellschaft der LEMNETEA

7.1.2.1. LEMNA MINOR-BASALGESELLSCHAFT [LEMNETEA]
(Basalgesellschaft der Kleinen Wasserlinse)
Tab. 10, Spalte 6

Einartige Bestände von Lemna minor sind insbesondere in neuangelegten oder extrem gestörten und verschmutzten Gewässern anzutreffen.

L. minor besitzt anscheinend die weiteste ökologische Amplitude aller in Mitteleuropa verbreiteten Lemnaceae. Hinsichtlich ihrer Nährstoffansprüche konnten WIEGLEB (1976: 99) und LÜÖND (1983: 110) keine Präferenzbereiche feststellen: die Art findet sich sowohl in oligo-, meso- und eutrophen wie auch in hypertrophen Gewässern. Sie ist frosthart und kann schon rasch nach dem Auftauen des Eises ausgedehnte Bestände entwickeln (vgl. LANDOLT & KANDELER 1987: 184). Mehrfach wurde beobachtet, daß sie relativ tolerant gegenüber Trockenphasen ist, solange sich ihr die Möglichkeit bietet, auf feuchtem Schlammboden weiterzuwachsen. Als euryöke Pionierart, die leicht im Gefieder oder an Füßen von Wasservögeln haftend verschleppt wird, tritt sie oft als erste Art in neugeschaffenen oder vollständig ausgeräumten Gewässern auf.

Einartige Bestände von L. minor werden in dieser Arbeit als Basalgesellschaft aufgefaßt. Ein Lemnetum minoris, wie es MÜLLER & GÖRS (1960: 81) beschreiben und beispielsweise WEBER-OLDECOP (1969: 17), PASSARGE (1978a: 5) oder CERNOHUS & HUSAK (1986: 126) erwähnen, scheint zu schwach gekennzeichnet, da die Ausbildung reiner Bestände von Lemna minor in Mitteleuropa meist auf das mehr oder weniger zufällige Fehlen anderer Arten zurückzuführen ist.

Die Lemna minor-Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen weit verbreitet.

Zur S y n d y n a m i k der Lemnetea

Die ephemeren, leicht zu verdriftenden Gesellschaften der Klasse besiedeln vorzugsweise stagnierende, flachgründige Gewässer. Ihr Beitrag zur Verlandung ist relativ gering. Nur in flachen, nährstoffreichen Tümpeln können einige Gesellschaften (Lemnetum gibbae, Lemno-Spirodeletum polyrhizae und die Lemna minor-Basalgesellschaft) Verlandungsprozesse deutlich beschleunigen, da sich die dominanten Arten durch kurze Teilungsintervalle ihrer Vegetationskörper bei gleichzeitig hoher Masseproduktion auszeichnen. Die beim Abbau der Phytomasse einsetzende Sapropelbildung führt zu einer raschen Auflandung des Bodens (vgl. HEJNY et al. 1981: 81). Folgegesellschaften sind in der Regel Klein- und Großröhrichte (Phragmition), Seggenrieder (Magnocaricion) oder Flutrasenbestände (Agropyro-Rumicion). Da die Lemnetea-Gesellschaften nicht ortsgebunden sind, können sie den vordringenden Folgegesellschaften solange ausweichen, bis die Wasserfläche von diesen vollkommen zugewachsen ist.

Gelegentlich wurde beobachtet, daß Lemnetea-Bestände innerhalb weniger Tage quantitativ zusammenbrachen. In einigen Fällen trat dieses Phänomen in Zusammenhang mit Herbizideinsätzen auf benachbarten Flächen auf. In anderen Fällen konnte der plötzliche Rückgang nicht erklärt werden. Nach KEDDY (1976: 357) sollen Lemna trisulca und L. minor bei pH-Werten oberhalb 8 absterben. Ein Mindestzeitraum für die Überschreitung dieses Grenzwertes wurde jedoch nicht angegeben. Da an ihren schleswig-holsteinischen Wuchsorten häufig deutlich höhere pH-Werte gemessen wurden, scheint ein solcher Zusammenhang wenigstens bei relativ kurzer Einwirkdauer nicht gegeben zu sein (vgl. auch LANDOLT & KANDELER 1987: 83).

Zum I n d i k a t o r w e r t der Lemnetea

Die Gesellschaften der Lemnetea sind durch ornithochore Verschleppung ihrer Kennarten in den meisten Kleingewässern Schleswig-Holsteins vertreten. Aufgrund zufälliger Besiedlung und der weiten ökologischen Amplitude fast aller beteiligten Arten können

nur wenige gesicherte Erkenntnisse über die Standortqualität ihrer Fundorte gezogen werden. Während sich die Dominanzbestände des Lemno-Spirodeletum polyrhizae, des Lemnetum trisulcae, des Ricciocarpetum natantis und der Lemna minor-Basalgesellschaft gegenüber Nährstoffverhältnissen relativ indifferent verhalten, bleiben die Bestände des Lemnetum gibbae weitgehend auf eu- und hypertrophe Standorte beschränkt. Das Riccielletum fluitantis kennzeichnet dagegen eher nährstoffärmere Gewässer; es findet sich ausschließlich in meso- bis eutrophen Tümpeln und meidet verschmutzte, hypertrophe Gewässer.

Das Fehlen von Lemnetea-Gesellschaften in Kleingewässern wird in den meisten Fällen auf einen der folgenden Faktoren zurückzuführen sein:
- Zeitfaktor bei der Erstbesiedlung neu ausgehobener oder vollständig ausgeräumter Gewässer,
- extreme Nährstoffarmut oder stark dystrophes Milieu,
- extremer Nährstoffreichtum,
- üppiges Algenwachstum im Frühjahr als starke Nährstoff- und Raumkonkurrenz (vgl. LANDOLT 1986: 203),
- toxische Umwelteinflüsse beispielsweise durch Einleitung giftiger Substanzen.

  Unter den toxischen Substanzen, die direkt oder indirekt in die Kleingewässer gelangen, sind in erster Linie Herbizide zu verstehen. Diese werden entweder aus benachbarten Flächen eingewaschen oder unmittelbar auf Ufervegetation und Wasserfläche versprüht. Außerdem konnte beobachtet werden, wie Herbizidtanks mit Wasser aus Mergelkuhlen aufgefüllt und gereinigt wurden. Das mit Rückständen belastete Tankspülwasser wurde anschließend im Randbereich oder direkt in die Gewässer abgelassen. Tümpel, die einer solchen Nutzung unterliegen, zeichnen sich unter anderem durch das Fehlen von submersen Makrophyten aus.

Die Indikatoreigenschaften der Lemnetea-Gesellschaften dürfen aus den oben angeführten Gründen nicht überschätzt werden (vgl. PHILIPPI 1969: 153). Sie sind, isoliert betrachtet, zur Charakterisierung von Standortbedingungen in Kleingewässern nicht hinreichend.

7.2. CHARETEA FRAGILIS (Fukarek 61) Krausch 64

In der Klasse Charetea fragilis werden Bestände von Armleuchteralgen zusammengefaßt, die in meist klaren Gewässern eigenständige Gesellschaften aufbauen.

Der ausgeprägte Pioniercharakter dieser Algen ermöglicht ihnen eine schnelle Besiedlung ephemerer, neu angelegter oder ausgeräumter Gewässer. Hohe Produktionsraten in kurzen Zeiträumen

sowie unstetes Auftreten sind besondere Charakteristika vieler Armleuchteralgen (vgl. KRAUSE 1980: 305; FRANKE 1987: 19). Diverse Spezies bauen einartige Populationen auf, die über längere Zeiträume und größere Areale stabil bleiben. Diese Populationen werden in der Literatur trotz fehlender charakteristischer Artenverbindung als "Einart"-Assoziationen definiert und als "Zentralassoziationen" der jeweiligen Verbände angesehen (vgl. KRAUSE 1981a). Diesem Vorgehen soll hier trotz gewisser Bedenken gefolgt werden.

Nachdem die Zuordung der von Characeae dominierten Gesellschaften lange Zeit umstritten war, hat sich inzwischen die Aufstellung einer eigenen Klasse weitgehend durchgesetzt (vgl. KRAUSCH 1964a: 168 ff.). Während einige Autoren wie KRAUSE & LANG (1977: 78) oder GUERLESQUIN & MERIAUX (1978: 439 ff.) der Auffassung sind, daß Characeae als untergeordnete Glieder auch in den Gesellschaften der Potametea auftreten, werden in der vorliegenden Arbeit alle Armleuchteralgen-Bestände den Charetea zugeordnet.

In den untersuchten Kleingewässern wurden ausschließlich syntaxonomisch einartige Bestände angetroffen.

Tabelle 11: Charetea fragilis

Spalte		1	2	3
Anzahl der Aufnahmen		1	2	10
Mittlere Artenzahl		3	4	5
OCh_1	Nitella mucronata	1^{4}	.	.
Ch_2	Chara vulgaris	.	2^{4-5}	.
KCh_3	Chara fragilis	.	.	V^{2a-5}
B	Potamogeton natans	.	2^{1-5}	IV^{r-4}
	Lemna minor	1^{2a}	2^{2m}	III^{1-2a}
	Lemna trisulca	.	.	III^{1-4}
	Spirodela polyrhiza	.	1^{2a}	II^{1-2m}

Spalte 1: Nitella mucronata-Basalgesellschaft [Nitelletalia]
Spalte 2: Charetum vulgaris
Spalte 3: Chara fragilis-Basalgesellschaft [Charetea]

7.2.1. NITELLETALIA FLEXILIS Krause 69
7.2.1.1. NITELLA MUCRONATA-BASALGESELLSCHAFT [NITELLETALIA]
Tab. 11, Spalte 1

Die Ordnung Nitelletalia ist für kalkarme, saure bis neutrale Gewässer bezeichnend. Die nur in einem flachen Kleingewässer (2230-01) angetroffene Art Nitella mucronata wird von KRAUSE & LANG (1977: 80 f.) als Kenntaxon dieser Ordnung eingestuft. Sie siedelt nach GUERLESQUIN & MERIAUX (1978: 80 f.) auf unterschiedlichen Substraten und scheint relativ unempfindlich gegenüber Eutrophierungen zu sein (KRAUSE 1980: 316).

7.2.2. CHARETALIA HISPIDAE Sauer 37
CHARION ASPERAE Krause 69

Der Verband Charion asperae umfaßt die Gesellschaften elektrolytreicher Gewässer (vgl. KRAUSE 1981b: 401).

7.2.2.1. CHARETUM VULGARIS Krause 69
Tab. 11, Spalte 2

Die wenigen Fundorte des Charetum vulgaris beschränken sich weitgehend auf trittbelastete Viehtränken und entkrautete Kuhlen.

In kalkreichen Gewässern baut Chara vulgaris einartige, häufig ephemere Bestände auf. Die konkurrenzschwache Alge ist an vegetationsfreie Flächen gebunden, auf denen sie sich aufgrund ihrer großen Expansionskraft meist rasch auszubreiten vermag. Sie kann zwar in eutrophe Gewässer vordringen, sich dort aber in der Regel nur kurze Zeit halten (KRAUSE 1981b: 415). Optimale Entwicklungsbedingungen findet sie in ephemeren Wasseransammlungen sowie in neu angelegten oder ausgeräumten Gewässern (vgl. GUERLESQUIN & MERIAUX 1978: 431). Längerfristig stabile Populationen entwickeln sich nur in klaren Seen (s. SAUER 1937).

Die Assoziation ist fast ausschließlich im Östlichen Hügelland anzutreffen.

7.2.3. Basalgesellschaft der CHARETEA
7.2.3.1. CHARA FRAGILIS-BASALGESELLSCHAFT [CHARETEA]
Tab. 11, Spalte 3

In jungen Kuhlen werden hin und wieder Rasen von Chara fragilis beobachtet, die den Gewässerboden mehr oder weniger dicht überziehen. In älteren Gewässern, in denen sich schon ausgedehnte Makrophytenpopulationen entwickelt haben, bleiben die Vorkommen dieser Art auf jene Uferzonen beschränkt, die durch regelmäßige Störungen konkurrenzfrei gehalten werden.

Ch. fragilis siedelt bevorzugt auf mesotrophen Standorten, scheint

aber auch in eutrophen Gewässern zu überdauern (KRAUSE 1981b: 406). Unter den Armleuchteralgen ist sie die einzige Art in Mitteleuropa, die sowohl in kalkarmen wie kalkreichen Gewässern gedeiht (vgl. CORILLION 1957: 251). Diese ökologische Plastizität bedingt ihr indifferentes soziologisches Verhalten, so daß sie als Kenntaxon der Klasse gewertet werden muß (KRAUSE & LANG 1977: 78).

Auch die Fundorte der Chara fragilis-Basalgesellschaft liegen überwiegend im Östlichen Hügelland.

Zur S y n d y n a m i k der Charetea

Die Gesellschaften dieser Klasse bauen in Kleingewässern nur kurzfristig größere Populationen auf. Dabei kann insbesondere Chara fragilis durch hohe Phytomasseproduktion wesentlich zur Sapropelbildung und damit zur Verlandung beitragen. Als Folgegesellschaften treten in der Regel die Potamogeton natans-Basalgesellschaft sowie Einheiten des Agropyro-Rumicion auf.

Zum I n d i k a t o r w e r t der Charetea

Im allgemeinen gelten Armleuchteralgen als gute Indikatoren für unbelastete Gewässer (vgl. MELZER & al. 1977). Zu den wenigen Ausnahmen gehören Chara fragilis, Ch. vulgaris und Nitella mucronata, die auch im stärker eutrophierten Milieu gedeihen (KRAUSE 1981b: 414; vgl. auch OMOTE 1983: 195). Da ausschließlich diese euryöken aber gleichzeitig konkurrenzschwachen Arten gefunden wurden, sind Armleuchteralgen in den untersuchten Kleingewässern nicht als Indikatoren für die "Gewässergüte" geeignet sondern nur als Störzeiger für rezente anthropogene Eingriffe zu werten.
Hinsichtlich des Kalkgehaltes kennzeichnet N. mucronata kalkarme, Ch. vulgaris dagegen eher kalkreiche Gewässer. Auch Ch. fragilis scheint in Schleswig-Holstein Präferenzen für kalkreichere Gewässer zu besitzen.

7.3. POTAMETEA PECTINATI Tx & Prsg. 42
POTAMETALIA PECTINATI Koch 26

In Anlehnung an DIERSSEN et al. (1988) werden die Bezeichnungen Potametea, Potametalia und Potametum den längeren Ausdrücken Potamogetonetea, Potamogetonetalia beziehungsweise Potamogetonetum vorgezogen.

Über die synsystematische Gliederung der Klasse Potametea und ihre Abgrenzung gegenüber soziologisch benachbarten Klassen herrscht unter den Pflanzensoziologen bis heute keine Einigkeit. Schon KOCH (1926: 33 f.) erkannte die Schwierigkeiten, die bei der Gliederung von Wasserpflanzengesellschaften auftreten. Diese Probleme sind unter anderem von DEN HARTOG & SEGAL (1964), WIEGLEB (1981) und MERIAUX (1983b) aus-

führlich behandelt worden. Eine umfassende Übersicht über unterschiedliche Gliederungsansätze wurde von BAREAU (1982) zusammengestellt. Auf eine weitergehende Unterteilung der Klasse in mehrere Ordnungen soll an dieser Stelle verzichtet werden (s. dazu DIERSSEN et al. 1988).

Diverse Probleme, die sich bei dem Versuch einer Abgrenzung von Vegetationseinheiten innerhalb der Potametea ergeben, sind in allgemeiner Form schon im Kapitel 6.1. besprochen worden. Die wichtigsten Punkte seien hier - zum besseren Verständnis der vorgenommenen Abgrenzungen - kurz wiederholt:

- Die hohe spezifische Dichte des Mediums Wasser ermöglicht eine Reduktion von Stütz- und Festigungsgeweben sowie den Übergang diverser Arten zur pleustischen Lebensweise. Da die Möglichkeit zur Aufnahme gelöster Nährstoffe über Blatt- und Sproßorgane gegeben ist, können auch die Wurzelorgane reduziert werden. Diese Entwicklungen bewirken, daß im Lebensraum Wasser eine feste Bindung der Pflanze an einen bestimmten Ort nicht gegeben sein muß, wie dies bei terrestrischen Arten zwangsläufig der Fall ist. Hieraus resultieren unter anderem vielfältige Komplexbildungen, die zu verwickelten Vegetationsverhältnissen führen. Um eine Ordnung in die fließenden Übergänge zwischen scheinbar zufälligen Artenkombinationen zu bringen, kann es von Nutzen sein, Lebensformtypen und Lebensstrategien als nichtfloristische Kriterien für die Aufgliederung der Vegetationskomplexe zu berücksichtigen (vgl. etwa DEN HARTOG & SEGAL 1964; MÄKIRINTA 1981; VERHOEVEN et al. 1982: 159; FELZINES 1983).
- Die Bestände der Potametea zeichnen sich nicht nur in den inselartig isolierten Kleingewässern, sondern allgemein durch relative Artenarmut aus. Dadurch wird eine syntaxonomische Zuordnung der Bestände und die synsystematische Gliederung der Klasse erheblich erschwert sowie die Aufstellung von Dominanzassoziationen gefördert.
- Zusätzliche Probleme bereiten eine Reihe taxonomisch schwer trennbarer Sippen (vgl. 6.1.3.).

Die ökologische Amplitude einer Art bedingt im allgemeinen ihre soziologische Stellung innerhalb einer Klasse. Arten mit weiter ökologischer Amplitude zeigen gemeinhin keine deutliche Bindung an eine bestimmte Assoziation oder an einen Verband. Die im aquatischen Milieu häufig anzutreffenden einartige Bestände euryöker Arten sollten aus diesem Grund entgegen dem Versuch einiger Autoren nicht als Fazies, Fragmente oder Stadien einer Assoziation gewertet werden. So beschreibt etwa POTT (1980: 42 ff.) einartige Bestände der Klassen- beziehungsweise Verbandskennarten Elodea canadensis und Potamogeton pectinatus als Stadien des Potametum lucentis. Es erscheint jedoch sinnvoller, diese Bestände aufgrund der soziologischen Stellung ihrer aufbauenden Arten als Basalgesellschaften zu verstehen (s. 6.1.1.). In den meisten Fällen, in denen der soziologische Rang einzelner Arten umstritten ist, sei hier der Einschätzung von DIERSSEN et al. (1988) gefolgt.

Vegetationskomplexe aus Verzahnungen von Potametea-Einheiten mit Elementen aus anderen Klassen sind unter anderem wegen der geringen räumlichen Ausdehnung der Untersuchungsobjekte sehr häufig anzutref-

fen. Aus diesem Grund weisen die Vegetationsaufnahmen zwangsläufig eine Reihe von Begleitern aus den Kontaktgesellschaften auf, die zahlenmäßig meist deutlich überwiegen.

7.3.1. NYMPHAEION ALBAE Oberd. 57 emend. Neuh. 59

Die Gesellschaften des Nymphaeion entwickeln sich in meso- bis eutrophen Gewässern, in denen ihre Arten im nährstoffreichen Substrat wurzelnd flache, gegen Wellenschlag geschütze Bereiche besiedeln. Bei vollständiger Ausbildung der Gesellschaften sind zwei Lebensformtypen am Aufbau der deutlich geschichteten Bestände beteiligt:
- Nymphaeiden mit ihren auf der Wasseroberfläche treibenden Schwimmblättern und
- mehr oder weniger schattenresistente Hydrophyten.

Tabelle 12: Nymphaeion albae

Spalte		1	2	3	4	5	6	7
Anzahl der Aufnahmen		1	1	1	17	9	4	1
Mittlere Artenzahl		3	4	3	5	3	5	6
Ch_1	Nuphar lutea	1^5	.	.	.	.	.	.
	Nymphaea alba	.	1^5	.	.	.	.	.
	Myriophyllum verticillatum	.	.	1^3	.	.	.	.
VCh_2	Potamogeton natans	.	.	.	V 2a-5	V 3-5	2^{2b-3}	.
VCh_3	Polygonum amphibium f. natans	.	.	.	$+^{2b}$	.	4^{+-4}	1^4
O,K	Elodea canadensis	.	1^{2a}	.	IV 1-5	.	2^5	.
	Ceratophyllum demersum	.	.	1^4	II 4-5	.	.	.
	Myriophyllum spicatum	.	.	.	$+^{2b}$	.	.	.
B	Spirodela polyrhiza	1^1	1^1	1^4	V 1-4	II 1-2b	1^{2m}	1^{2m}
	Lemna minor	1^1	1^1	.	IV 1-3	III 1-2b	2^{2m-2a}	1^{2m}
	Lemna trisulca	.	.	.	III 1-4	III 1-2b	.	1^{2a}
	Lemna gibba	.	.	.	III 2m-2b	.	1^{2m}	.
	Algen indet.	.	.	.	I 2b-3	II 1-3	3^{2a-2b}	.

Spalte 1: Myriophyllo-Nupharetum, Ausbildung von Nuphar lutea, Nuphar lutea-Bestand
Spalte 2: Myriophyllo-Nupharetum, Ausbildung von Nymphaea alba, Nymphaea alba-Bestand
Spalte 3: Myriophyllo-Nupharetum, Ausbildung von Myriophyllum verticillatum, Myriophyllum verticillatum-Bestand
Spalte 4: Potamogeton natans-Basalgesellschaft [Nymphaeion]
Spalte 5: Potamogeton natans-Bestände
Spalte 6: Polygonum amphibium f. natans-Basalgesellschaft [Nymphaeion]
Spalte 7: Polygonum amphibium f. natans-Bestand

7.3.1.1. MYRIOPHYLLO-NUPHARETUM Koch 26
(Teichrosen-Gesellschaft)
Tab. 12, Spalten 1 bis 3

Das Myriophyllo-Nupharetum wurde in drei verschiedenen Ausbildungen vorgefunden:
- Ausbildung von Nuphar lutea (Spalte 1),
- Ausbildung von Nymphaea alba, die in Vergesellschaftung mit der Klassenkennart Elodea canadensis auftrat (Spalte 2), sowie
- Ausbildung von Myriophyllum verticillatum (Spalte 3). Da diese Art als lokale Charakterart der Assoziation gewertet werden kann, sollen ihre Bestände dem Myriophyllo-Nupharetum als verarmte Ausbildung zugeordnet werden, auch wenn ihnen die charakteristische Lebensform der Nymphaeiden fehlt (vgl. POTT 1980: 51).

See- und Teichrosen-Bestände sind nur selten in Kleingewässern zu finden, da die Größe ihrer Diasporen ihre Ausbreitung und damit die Besiedlung kleiner, isolierter Standorte erschwert (vgl. 4.4.). Gelegentliche Vorkommen in Mergelkuhlen, Viehtränken oder Fischteichen beruhen wahrscheinlich auf anthropogenen Verschleppungen oder Anpflanzungen. See- und Teichrosen sind bekannte und beliebte Pflanzen, die gerne im "eigenen Biotop" gehalten werden. Am Beispiel dieser Arten zeigt sich deutlich, daß die Aktivität von "Pflanzenliebhabern" bei der Ausbreitung bestimmter, meist optisch ansprechender Arten nicht zu unterschätzen ist.

Nuphar lutea und Nymphaea alba zeichnen sich durch hohe Produktivität aus. Gegenüber unterschiedlichen Nährstoffbedingungen verhalten sich beide Arten weitgehend indifferent (WEBER-OLDECOP 1969: 50).
In nährstoffreichen Gewässern verdrängen die beiden großblättrigen Arten die kleinblättrige Verbandskennart Potamogeton natans durch starke Beschattung (vgl. HEJNY 1960: 206). Andererseits reagieren sie gegenüber Störungen wie beispielsweise Entkrautungen weitaus empfindlicher als das Schwimmende Laichkraut (s. 7.3.1.2.) und sind somit weniger an die ökologischen Verhältnisse in Kleingewässern angepaßt.

Alle drei Ausbildungen des Myriophyllo-Nupharetum werden in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae angetroffen.

Die Assoziation findet sich schwerpunktmäßig in größeren Weihern und an flachen, windgeschützten Seeufern. In Kleingewässern konnte sie selten und nur in fragmentarischer Ausbildung beobachtet werden. Ein naturräumlicher Bezug war nicht festzustellen.

7.3.1.2. POTAMOGETON NATANS-BASALGESELLSCHAFT [NYMPHAEION]
(Basalgesellschaft des Schwimmenden Laichkrautes)
Tab. 12, Spalten 4 und 5

Die Potamogeton natans-Basalgesellschaft fand sich in den meisten der untersuchten Tümpel und kann deswegen als typisches Element schleswig-holsteinischer Kleingewässer bezeichnet werden. Sie entwickelt sich in

Tümpeln unterschiedlicher Nährstoffversorgung und Kalkgehalte, die sie bis in Wassertiefen von ungefähr 1,5 m besiedelt. Nur bei starker Beschattung, in sehr nährstoffarmen oder extrem belasteten Gewässern tritt sie zurück.
In Vergesellschaftung mit P. natans werden Elodea canadensis und Ceratophyllum demersum angetroffen, die bei ausreichendem Lichtangebot unter lückigen Beständen des Schwimmenden Laichkrautes faziesbildend auftreten können (Spalte 4). Weitaus häufiger sind dagegen soziologisch verarmte, oftmals die Wasseroberfläche vollständig bedeckende Bestände von P. natans entwickelt (Spalte 5).

In der Literatur wird P. natans zumeist als mehr oder weniger konkurrenzschwache Art nährstoffarmer Gewässer bezeichnet (s. etwa PHILIPPI 1969: 117; GÖRS 1977: 116). Allerdings stellt WIEGLEB (1976: 101) fest, daß die Art sich weitgehend indifferent gegenüber den meisten der von ihm untersuchten Faktoren verhält (vgl. auch POTT 1980: 55). In der Regel wird P. natans bei Vergesellschaftung mit eutraphenten See- und Teichrosen durch Beschattung verdrängt, da diese ihre Blätter über das Laichkraut schieben können. Aus diesem Grund weicht es in jene meist nährstoffärmeren Gewässer aus, die von ihren Konkurrenten nicht besiedelt werden. In den oftmals isolierten und relativ kurzlebigen Kleingewässern besitzt die Art einen deutlichen Konkurrenzvorteil: sie vermag mit Hilfe ihrer kleinen, längere Zeit schwimmfähigen Diasporen rasch den Weg in die Gewässer zu finden, da die Samen im Darmkanal von Vögeln verschleppt und später unverdaut wieder ausgeschieden werden (vgl. OHLENDORF 1907: 15). So gelangt P. natans auch in eutrophe, aber noch unbesiedelte und damit konkurrenzfreie Gewässer. Hier trifft die Art optimale Entwicklungsbedingungen an, unter denen sie sich innerhalb kurzer Zeit stark ausbreitet. Die enorme Produktion der Pflanzen wird oft sogar durch mehrfaches Ausräumen im Jahr kaum gehemmt. Einzig massiver Schneckenfraß durch Lymnaea spec. führt gelegentlich schon im Frühsommer zum Abbau der Laichkraut-Bestände (vgl. CARSTENSEN 1954: 27).

P. natans ist gegen Beschattung relativ empfindlich und tritt unter Gebüschen oder in dichten Röhrichten zurück. Im ständig getrübten Wasser dagegen, in dem die Lichtdurchlässigkeit beispielsweise durch Suspension feiner Bodenteilchen nach intensivem Viehtritt herabgesetzt wird, findet sich P. natans neben einigen Lemnetea-Arten oft als letzte überdauernde Wasserpflanze, da sie ihre Assimilationsorgane auf der Wasseroberfläche entfaltet. Trockenphasen schaden der Art kaum, denn sie ist zur Ausbildung einer Landform befähigt, die auf feuchten Böden längere Zeit überdauern kann (vgl. HEJNY 1960: 206; CHRISTENSEN 1972: 44).

Über die syntaxonomische Zuordnung der Bestände von P. natans herrscht keine Einigkeit (vgl. unter anderem HILBIG 1971a: 24; POTT, 1980: 55; FRANKE 1987: 61).

In Überlagerung mit der Potamogeton natans-Basalgesellschaft werden hauptsächlich das Lemno-Spirodeletum polyrhizae und das Lemnetum trisulcae angetroffen. Besonders im Frühjahr steht sie gelegentlich in

Konkurrenz mit ausgedehnten Algenwatten.

Die Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen allgemein verbreitet.

7.3.1.3. POLYGONUM AMPHIBIUM f. NATANS-BASALGESELLSCHAFT [NYMPHAEION] (Basalgesellschaft des Wasser-Knöterichs) Tab. 12, Spalten 6 und 7

Im seichten Wasser offener Viehtränken oder neu angelegter Kuhlen finden sich gelegentlich Herden von Polygonum amphibium f. natans (Spalte 7). In etwas tieferen Zonen, in denen die Störungen geringer ausfallen, tritt als weitere Verbandskennart Potamogeton natans mit geringerer Deckung hinzu. Außerdem sind hin und wieder Faziesbildungen mit Elodea canadensis zu beobachten (Spalte 6).

P. amphibium f. natans besitzt gegenüber den meisten der von verschiedenen Bearbeitern untersuchten Standortfaktoren eine weite ökologische Amplitude (vgl. etwa HEJNY 1960: 101; POTT 1980: 55). Der Wasser-Knöterich siedelt in unbeschatteten, oligo- bis eutrophen Gewässern und wird durch periodische Störungen wie beispielsweise Tritt oder Entlandung geringfügig gefördert (vgl. WIEGLEB 1979: 23; POTT l. cit.). Aufgrund seiner Untersuchungen in der westfälischen Bucht bezeichnet POTT (1980: 58) diese Art als Indikator für Phosphat-Eutrophierungen.

Die Bestände von P. amphibium f. natans werden aufgrund ihrer Lebensform (Nymphaeide) und ihrer Vergesellschaftung mit Potamogeton natans in das Nymphaeion gestellt (DIERSSEN et al. 1988). Die syntaxonomische Zuordnung solcher Bestände ist bislang umstritten (vgl. WIEGLEB 1981: 236). Durch die periodisch wechselnden Bedingungen (primär Wasserbedeckung) an ihren Kleingewässer-Wuchsorten ist diese Zuordnung teilweise problematisch:
Im Wasser besiedelt P. amphibium f. natans Uferbereiche bis in Tiefen über einem Meter, wobei seichte Zonen bevorzugt werden, die bei Wasserstandsschwankungen trockenfallen können. Nach dem Sinken des Wasserspiegels bildet der Wasser-Knöterich meist behaarte Blätter aus, die für die Landform der Art charakteristisch sind: die einzelnen Individuen gehen also in eine "Zwitterform" zwischen f. natans und f. terrestre über. Die Landform ist in Gesellschaften des Agropyro-Rumicion weit verbreitet und kann als schwache Kennart des Verbandes gewertet werden (s. OBERDORFER 1979: 325). Ferner findet sie sich in rein terrestrischen Gesellschaften beispielsweise der Polygono-Chenopodietalia. Auf den trockengefallenen Flächen stellen sich durch Keimung oder Kriechinvasion gleichzeitig mit der Entwicklung der Zwitterform des Wasser-Knöterichs Arten der Flutrasen ein. Dabei kommt es zur Ausbildung von Flutrasen-Gesellschaften, in der P. amphibium f. terrestre als Verbandskennart auftritt. Sobald der Wasserstand im Spätsommer wieder langfristig ansteigt, sterben die meisten der Flutrasen-Arten bis auf P. amphibium sukzessive ab. Einige der "Zwitterform"-Individuen des Wasser-Knöterichs bilden nach ihrer Überflutung wiederum unbehaarte Schwimmblätter aus und

charakterisieren durch ihre zurückgewonnene Lebensform die aktuellen Standortverhältnisse. Diese Entwicklung tritt oft erst mit erheblicher Verzögerung auf.

Unklar bleibt, inwieweit die Basalgesellschaft von Polygonum amphibium f. natans mit der Basalgesellschaft von Potamogeton natans zu einer syntaxonomischen Einheit zusammengefaßt werden kann, die gegebenfalls zwei Ausbildungen aufweisen würde. Während etwa FRANKE (1987: 63) feststellt, daß sich beide Arten in seinem Untersuchungsgebiet ausschließen, wird von KNAPP & STOFFERS (1962: 122) deren Vergesellschaftung als Potameto-Polygonetum natantis aus nährstoffärmeren Gewässern mittlerer und höherer Lagen Hessens beschrieben (s. auch JESCHKE & MÜTHER 1978: 322). Auch HILBIG (1971a: 24) faßt beide Arten in einer Assoziation, dem Polygono-Potamogetum natantis Soo 64, zusammen.

Die Polygonum amphibium f. natans-Basalgesellschaft tritt häufig gemeinsam mit Algenwatten auf. Oft können auch Überlagerungen mit verschiedenen Lemnetea-Gesellschaften beobachtet werden.

Die Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen zu finden.

Zur S y n d y n a m i k des Nymphaeion

In nährstoffreichen, relativ flachen Kleingewässern können die Gesellschaften des Nymphaeion konkurrenzschwächere, vollständig submers lebenden Hydrophyten-Gesellschaften verdrängen. Durch die hohe Produktivität kommt es mit dem Auftreten der eutraphenten Arten des Verbandes zu starker Sapropel- oder in Ausnahmefällen auch Gyttja-Bildung, infolge der die Auflandung rasch voranschreitet. Dadurch wird die Ausbreitung von Helophyten begünstigt. Als Folgegesellschaften können - je nach Bewirtschaftung oder zufälliger Ansiedlung - verschiedene Einheiten des Phragmition oder des Agropyro-Rumicion auftreten.

Wird der Wasserkörper eines Tümpels im Hochsommer vollständig von Arten des Nymphaeion ausgefüllt, so kommt es gelegentlich zu Durchdringungen mit Flutrasen-Arten, insbesondere mit Agrostis stolonifera. Das Straußgras kann als Invasionspionier auf den dichten Bestände vordringen oder auf dem von lebenden und abgestorbenen Pflanzen gebildeten, oberflächennahen Substrat keimen. Bleibt dieses "Trägersubstrat" ganzjährig direkt unter der Wasseroberfläche erhalten, so wird sich eine ausdauernde, recht stabile Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft etablieren, die ihrerseits durch Ausbildung eines umfangreichen Stolonen- und Wurzelgeflechtes das Trägersubstrat weiter stabilisiert und den Verlandungsvorgang beschleunigt. Ferner wurden auf den dichten Schwimmblatt-Beständen von P. natans hin und wieder Keimlinge von Bidens cernua und die Entwicklung einer Bidens cernua-Basalgesellschaft verfolgt (vgl. 7.5.1.5.).

Zum Indikatorwert des Nymphaeion

Die Gesellschaften des Nymphaeion scheinen sich in Kleingewässern gegenüber Nährstoffbedingungen, Kalkgehalt und Bodensubstrat weitgehend indifferent zu verhalten.
Nuphar lutea und Nymphaea alba sind nur selten anzutreffen; ihre Vorkommen sind mit einiger Sicherheit auf Anpflanzungen zurückzuführen. Dank einer überlegenen Ausbreitungsstrategie und des fehlenden Konkurrenzdruckes bleibt Potamogeton natans in den Tümpeln Schleswig-Holsteins keineswegs auf nährstoffärmere Standorte beschränkt.

Im Gegensatz zu tieferen Seen finden sich in den relativ flachen Kleingewässern keine Zonen, die von Beständen des Nymphaeion besiedelt werden und nicht gleichzeitig schon von bestimmten Folgegesellschaften eingenommen werden könnten. Die Nymphaeion-Bestände können sich nur so lange halten, wie durch nachhaltige oder wiederkehrende Störungen die Ausbildung von Röhrichtbeständen verhindert wird. Unter solchen Bedingungen dringen sie auch in sehr flache, teilweise trockenfallende Zonen vor. Da sie zudem alle relativ lichtbedürftig sind, müssen sie im Flachwasserbereich nährstoffarmer wie -reicher Kleingewässer als Störzeiger lichtexponierter Standorte angesehen werden.

7.3.2. HYDROCHARITION MORSUS-RANAE Rübel 33

Frei schwimmende, nur zeitweilig im Substrat wurzelnde Arten differenzieren diesen Verband gegen das Nymphaeion.
Aufgrund der Lebensform ihrer konstituierenden Arten werden die Assoziationen des Hydrocharition von einigen Autoren in die Klasse der Lemnetea gestellt (MÜLLER & GÖRS 1960; PASSARGE 1964; PHILIPPI 1969; HILBIG 1971a; MÜLLER 1977; SCHMIDT 1981). Andere Autoren ordnen sie dem Nymphaeion zu (POTT 1980; MERIAUX 1983a; MERIAUX & WATTEZ 1983) oder fassen sie als eigene Klassen (Utricularietea und Stratiotetea, s. DEN HARTOG & SEGAL 1964). In den letzten Jahren scheint sich zunehmend die Auffassung durchzusetzen, daß die hier zusammengefaßten Syntaxa einen eigenen Verband innerhalb der Potametea bilden, welcher floristisch und strukturell zwischen Lemnion minoris und Nymphaeion albae vermittelt (vgl. DIERSSEN et al. 1988).

7.3.2.1. STRATIOTETUM ALOIDIS Nowinski 30 emend. Miljan 33
(Krebsscheren-Gesellschaft)
Tab. 13, Spalten 1 bis 4

Stratiotes aloides und Hydrocharis morsus-ranae gelten als die bezeichnenden Sippen des Stratiotetum aloidis. In den untersuchten Kleingewässern traten beide Arten nicht gemeinsam auf. Somit zerfällt die Assoziation in zwei durch jeweils eine der Kennarten bestimmte Ausbildungen. Die Gründe dafür dürften wahrscheinlich

Tabelle 13: Hydrocharition morsus-ranae

Spalte		1	2	3	4	5	6
Anzahl der Aufnahmen		2	3	3	4	1	2
Mittlere Artenzahl		4	3	5	5	7	5
Ch_1	Stratiotes aloides	2^5	3^{4-5}	.	.	.	.
	Hydrocharis morsus-ranae	.	.	3^{3-4}	4^{4-5}	.	.
Ch_2	Utricularia vulgaris	.	.	.	.	1^{2b}	.
Ch_3	Utricularia australis	.	.	.	.	.	2^{2a-4}
K	Ceratophyllum demersum	2^{1-4}	.	.	.	.	.
	Myriophyllum spicatum	1^3	.	.	.	.	.
	Elodea canadensis	.	.	3^{2a-5}	.	.	.
B	Lemna minor	.	1^{2m}	2^{1-5}	3^{2m-2a}	.	2^{2b-3}
	Lemna trisulca	.	1^3	3^{1-2m}	1^{2m}	1^3	.
	Spirodela polyrhiza	2^{1-2b}	1^{2m}	.	1^{2b}	.	.
	Ricciella fluitans agg.	.	.	.	.	.	2^4
	Drepanocladus aduncus	.	.	.	.	.	2^{2b-4}
	Leptodictyum riparium	.	.	.	.	1^5	1^{2a}
	Phragmites australis	.	.	.	1^+	1^4	.

Spalte 1: Stratiotetum aloidis, Ausbildung von Stratiotes aloides
Spalte 2: Stratiotes aloidis-Bestände
Spalte 3: Stratiotetum aloidis, Ausbildung von Hydrocharis morsus-ranae
Spalte 4: Hydrocharis morsus-ranae-Bestände
Spalte 5: Lemno-Utricularietum vulgaris, Utricularia vulgaris-Bestand
Spalte 6: Utricularietum australis, Utricularia australis-Bestände

in Ausbreitungsproblemen bei der Besiedlung isolierter Kleingewässer zu suchen sein, da die Arten beispielsweise in den Gräben der Marsch regelmäßig gemeinsam vorkommen (vgl. auch DIERSCHKE & TÜXEN 1975: 159).

Die Ausbildung von S. aloides konnte in Vergesellschaftung mit Ceratophyllum demersum beobachtet werden (Spalte 1). Häufiger allerdings finden sich syntaxonomisch einartige Bestände der Krebsschere, die im Sommer schwimmende Decken über mächtigen Sapropelschichten bilden können (Spalte 2).
Mit H. morsus-ranae tritt nur Elodea canadensis zusammen auf (Spalte 3). Auch von dieser Ausbildung sind einartige Bestände weitaus häufiger anzutreffen (Spalte 4). Die Hydrocharis-Ausbildung siedelt meist am wasserseitigen Rand von Röhrichten oder dringt in lückige Röhricht- und Seggengesellschaften ein.

S. aloides kann in zwei verschiedenen Lebensformen auftreten, die deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Ansprüche an den Trophiegrad aufweisen:
- Dauerhaft submers lebende, im Substrat fest verwurzelte Bestände finden sich in nährstoffarmen Seen (vgl. SCHMIDT 1981: 42; ABROMEIT 1974). Diese Lebensform wurde in den untersuchten Kleingewässern nicht beobachtet.
- Nur locker im Substrat verwurzelte Bestände, die im Sommer auftauchen und ihre Blätter und Blüten über die Wasseroberfläche erheben, treten in eutrophen - nach POTT (1980: 60) wahrscheinlich phosphatreichen - Gewässern auf.

Während die emerse Form von S. aloides hohe Nährstoffansprüche an ihre Siedlungsgewässer stellt, deckt H. morsus-ranae hinsichtlich seiner Nährstoffbedürfnisse eine weite Spanne ab. Der Froschbiß bevorzugt zwar eutrophe Gewässer, fehlt aber auch nicht auf nährstoffärmeren Standorten (vgl. WEBER-OLDECOP 1969: 29; POTT l. cit.; SCHMIDT 1981: 41). Zur Nährstoffkonkurrenz soll es in gemischten Beständen beider Arten laut HEJNY (1960: 182) nicht kommen, da S. aloides die benötigten Nährstoffe über die Wurzeln aus dem Substrat, H. morsus-ranae dagegen aus dem freien Wasser aufnimmt. Nach WEBER-OLDECOP (1969: 34) und WIEGLEB (1976: 99) ist letztere gegenüber Stickstoffeutrophierungen weniger empfindlich als die Krebsschere.

Die ihr standörtlich zusagenden Wuchsorte scheint S. aloides relativ rasch derart zu verändern, daß sie selbst auf ihnen nicht mehr zu gedeihen vermag. Durch ihre große vegetative Ausbreitungskraft infolge reicher Ausläuferbildung (WALTHER 1977: 58) bei gleichzeitig hoher Produktivität trägt sie stark zur Sapropelbildung bei, wodurch ihre Wuchsorte schon nach kurzer Zeit verschlammen können. Sobald die Wassertiefe eine kritische Grenze von ungefähr 40 cm unterschreitet, scheinen sich die Lebensbedingungen für die Krebsschere negativ zu verändern: aus flacheren Gewässern verschwindet sie (GROENHART 1980: 77). Eine abgesicherte Erklärung für dieses Phänomen ist nicht bekannt, doch mögen Wasserspiegelschwankungen und Durchfriertiefen eine Rolle spielen. H. morsus-ranae ist dagegen von der Wassertiefe weitgehend unabhängig. Nach HEJNY (op. cit.) überstehen beide Arten das Trockenfallen ihrer Wuchsorte kaum. Die Krebsschere benötigt sonnenexponierte Standorte, der Frochbiß ist dagegen relativ beschattungstolerant. Er findet sich gelegentlich im Schutz lückiger Röhricht- und Seggenbestände (vgl. PHILIPPI 1969: 161), in deren Schatten er nach eigenen Beobachtungen während kurzer limoser Phasen vor Austrocknung geschützt bleibt. Die dem Sonnenlicht exponierte Krebsschere trocknet hingegen sofort aus.

Biocoenotisch interessant sind Brutkolonien der seltenen Trauerseeschwalben (Chilodonias niger), die sich noch vor wenigen Jahren auf schwimmenden Stratiotes-Beständen in Kleingewässern an der Nordseeküste fanden. In der letzten Zeit sind die Krebsschere und damit die Brutkolonien unter anderem durch rasche Verlandungsvorgänge oder nach intensiven Entlandungsmaßnahmen fast vollkommen aus den Kleingewässern verschwunden. Eine weitere biocoenotisch interessante Art,

die Großlibelle Aeschna viridis, ist bei ihrer Eiablage weitgehend auf S. aloides angewiesen (FISCHRER 1984: 34).

Die oft dichtschließenden Bestände beider Ausbildungen der Assoziation werden häufig vom Lemno-Spirodeletum polyrhizae oder vom Lemnetum trisulcae überlagert. Das Eindringen von H. morsus-ranae in Phragmitetea-Gesellschaften führt zu weiteren Überlagerungskomplexen.

Die Funde der Stratiotes-Ausbildung beschränken sich auf die Marsch und benachbarte Altmoränengebiete; lediglich in Angeln konnte ein weiteres Vorkommen entdeckt werden. Die Hydrocharis-Ausbildung ist zerstreut in vielen Naturräumen anzutreffen.

7.3.2.2. LEMNO-UTRICULARIETUM VULGARIS Soó (28) 38
(Gesellschaft des Gemeinen Wasserschlauches)
Tab. 13, Spalte 5

Utricularia vulgaris wurde nur in einem ehemaligen Niedermoor-Torfstich (1731-05) im Oldenburger Graben entdeckt, in dem einzelne Wasserschlauch-Pflanzen zwischen Schilfhalmen trieben. Obwohl weitere Arten der Potametea fehlen, soll dieser Bestand dem Lemno-Utricularietum vulgaris zugeordnet werden.

Der Fundort des Gemeinen Wasserschlauches wurde in der Vergangenheit durch Tränkenutzung und Vermüllung eutrophiert. Inzwischen haben sich Röhrichtarten in dem Gewässer ausgebreitet; die Verlandung ist weit fortgeschritten. Ähnliche Standortbedingungen beschreibt CARSTENSEN (1955: 158), der auf den eher meso- bis eutrophen Charakter der von U. vulgaris besiedelten Torfstiche hinweist (vgl. auch HILBIG 1971a: 11; MÜLLER 1977: 76; REICHHOFF 1978: 422).

7.3.2.3. UTRICULARIETUM AUSTRALIS Müller & Görs 60
(Gesellschaft des Übersehenen Wasserschlauches)
Tab. 13, Spalte 6

Utricularia australis wurde ebenfalls nur in einem Gewässer (2428-01), einem ehemaligen Niedermoor-Torfstich in der Glinder Geest gefunden. Auch dieser Bestand soll trotz fehlender Potametea-Arten dem Utricularietum australis zugeordnet werden.

Bei dem Fundort handelt es sich um eine kleine vermoorte Niederung, deren Torfe vor längerer Zeit abgegraben worden sind. Das so entstandene dystrophe Gewässer befindet sich heute im fortgeschrittenen Verlandungsstadium. Durch die benachbarte Ackernutzung der geneigten Hänge gelangen größere Nährstoffmengen in die von Salix cinerea besiedelten Randbereiche, was sich beispielsweise in der Ausbildung eines Glycerietum maximae widerspiegelt. Auch HILBIG (1971a: 11) und KÖCK (1983: 157) konnten diese Gesellschaft ausschließlich in mesotrophen Gewässern feststellen.

Die Vegetationsaufnahmen zeigen eine enge Verzahnung (Überlagerung) des Bestandes mit dem Riccielletum fluitantis.

Zur S y n d y n a m i k des Hydrocharition

Die eutraphente Stratiotes-Ausbildung der Krebsscheren-Gesellschaft trägt, wie oben beschrieben, nicht unbeträchtlich zur Bildung mächtiger Sapropelschichten bei. Damit fördert sie ihre eigene Verdrängung durch Folgegesellschaften, die meist den Phragmitetea oder dem Agropyro-Rumicion angehören. Die Ausbildung von Hydrocharis morsus-ranae wird in der Regel von meso- bis eutraphenten Gesellschaften des Phragmition und Magnocaricion abgelöst, in deren Schatten sie häufig noch eine gewisse Zeit existieren kann.
Die beiden Wasserschlauch-Gesellschaften besitzen nur geringe Produktionskraft; die Auflandung ihrer Wuchsorte verläuft relativ langsam. Ohne allochtonen Nährstoffeintrag würden ihnen wahrscheinlich Gesellschaften des Caricion lasiocarpae folgen, bei stärkerer Eutrophierung hingegen treten Phragmitetea-Gesellschaften auf.

Zum I n d i k a t o r w e r t des Hydrocharition

Die Stratiotes-Ausbildung der Krebsscheren-Gesellschaft ist bezeichnend für eutrophe, rasch verlandende Gewässer mit einer mächtigen Sapropelschicht. Die Hydrocharis-Ausbildung besitzt ihren standörtlichen Verbreitungsschwerpunkt trotz weiter ökologischer Amplitude in schwach sauren, etwas nährstoffärmeren (meso- bis eutrophen) Gewässern.
Das Lemno-Utricularietum vulgaris und das Utricularietum australis wurden jeweils nur in einem mäßig eutrophierten Torfstich beobachtet; weitere Aussagen zur Ökologie sind aufgrund ihrer Seltenheit vorerst nicht möglich.

7.3.3. RANUNCULION AQUATILIS Passarge 64

Im Ranunculion aquatilis werden Gesellschaften wurzelnder Schwimmblattpflanzen aus flachen, stehenden Gewässer zusammengefaßt, deren Kenntaxa durch ihre Fähigkeit zur Ausbildung von Landformen an starke Wasserstandsschwankungen und trockenfallende Standorte angepaßt sind (vgl. DIERSSEN et al. 1988). Mehrere dieser Gesellschaften bleiben weitgehend auf Kleingewässer beschränkt und verdienen deswegen im Rahmen einer Tümpel-Bearbeitung besondere Beachtung.

Die Diskussion um die synsystematische Fassung und Abgrenzung des Verbandes hält bis heute an. Es seien an dieser Stelle nur einige Auffassungen wiedergegeben: DEN HARTOG & SEGAL (1964) wie auch WESTHOFF & DEN HELD (1975) fassen alle Gesellschaften, die von Wasserhahnenfuß-Arten beherrscht werden, in einem Verband Callitricho-Batrachion (Potametea, Parvopotametalia) zusammen. Dieser

Tabelle 14: Ranunculion aquatilis

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Anzahl der Aufnahmen		4	5	3	5	1	13	3	1	1	1	2	1
Mittlere Artenzahl		7	6	6	5	8	5	9	4	8	8	5	5
Ch_1	Hottonia palustris	4^{2b-5}	V^{5}	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch_2	Ranunculus aquatilis	.	.	3^{2a-4}	V^{2b-5}	1^{1}	.	.	.	.	.	.	.
Ch_3	Ranunculus peltatus	2^{1-4}	.	1^{2a}	.	1^{3}	V^{2b-5}	.	.	.	.	.	.
Ch_4	Ranunculus baudotii	.	.	.	.	.	.	3^{3}	.	.	.	.	.
Ch_5	Ranunculus hederaceus	.	.	.	.	.	.	.	1^{3}	.	.	.	.
VCh_6	Callitriche cophocarpa	.	.	.	.	.	.	.	.	1^{4}	.	.	.
VCh_7	Callitriche platycarpa	1^{4}	.	1^{4}	.	.	.	.	.	.	1^{4}	.	.
VCh_8	Callitriche hamulata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2^{4-5}	.
D_9	Ranunculus trichophyllus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1^{2a}
V	Ranunculus aquatilis agg.	2^{2a}	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Callitriche palustris agg.	.	.	2^{1-4}	.	.	.	.	.	.	.	.	.
K	Myriophyllum spicatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1^{5}
B	Lemna minor	3^{2m-2a}	III^{1-4}	.	IV^{1-2b}	1^{1}	IV^{+-2m}	1^{2m}	1^{2a}	.	1^{2m}	1^{2m}	1^{2m}
	Glyceria fluitans	3^{1-2b}	IV^{+-1}	2^{+}	I^{2a}	.	II^{+-2b}	1^{3}	1^{r}	1^{2a}	.	.	.
	Lemna trisulca	3^{2m-2b}	II^{2a-5}	1^{1}	II^{2m-2a}	1^{2b}	II^{1-4}	.	.	.	.	1^{2a}	1^{2a}
	Spirodela polyrhiza	2^{2m}	.	.	I^{5}	.	II^{+-5}	.	1^{2m}	1^{2b}	1^{2m}	.	.
	Algen indet.	.	.	2^{2m-3}	II^{2a-3}	.	II^{2a-4}	.	.	.	.	.	1^{2a}
	Potamogeton natans	.	.	2^{1-2b}	III^{r-3}	.	II^{+-2b}	.	.	.	.	1^{1}	.
	Alopecurus geniculatus	.	.	1^{3}	I^{4}	1^{1}	II^{1-3}	2^{2a-2b}	.	.	1^{1}	.	.
	Agrostis stolonifera	1^{1}	II^{+-1}	1^{1}	.	.	$+^{1}$	.	.	.	1^{1}	.	.
	Sparganium erectum	I^{r}	II^{1-2m}	1^{+}	I^{+}	.	.	.	.	.	.	.	.
	Polygonum amphibium	.	I^{3}	.	II^{+}	.	.	.	.	.	.	.	.
	Eleocharis palustris	1^{1}	.	.	II^{2a-2m}	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus sceleratus	.	.	.	.	1^{r}	$+^{+}$	3^{r-2a}	.	.	.	.	.

Spalte 1: Hottonietum palustris
Spalte 2: Hottonia palustris-Bestände
Spalte 3: Ranunculetum aquatilis
Spalte 4: Ranunculus aquatilis-Bestände
Spalte 5: Ranunculetum peltati
Spalte 6: Ranunculus peltatus-Bestände
Spalte 7: Ranunculetum baudotii, Ranunculus baudotii-Bestände
Spalte 8: Ranunculetum hederacei, Ranunculus hederaceus-Bestand
Spalte 9: Callitriche cophocarpa-Basalgesellschaft [Ranunculion aquatilis], Callitriche cophocarpa-Bestand
Spalte 10: Callitriche platycarpa-Basalgesellschaft [Ranunculion aquatilis], Callitriche platycarpa-Bestand
Spalte 11: Callitriche hamulata-Basalgesellschaft [Ranunculion aquatilis], Callitriche hamulata-Bestände
Spalte 12: Ranunculus trichophyllus-Gesellschaft

Verband wird von anderen Autoren wie beispielsweise WIEGLEB (1981) in das vorwiegend im Stillwasser entwickelte Ranunculion aquatilis und das Ranunculion fluitantis der Fließgewässer aufgetrennt. HILBIG (1971a); GÖRS (1977) und FRANKE (1987) gliedern die Gesellschaften von Hottonia palustris und Ranunculus aquatilis agg. in das Nymphaeion ein. PASSARGE (1964) trennt den Verband Ranunculion aquatilis in seinem heutigen Umfang vom Nymphaeion ab und stellt ihn zu den Lemnetea. In einer späteren Übersicht (1978b) führt er eine Ordnung Callitricho-Batrachietalia innerhalb der Potametea auf, in der das Batrachion aquatilis und das Batrachion fluitantis enthalten sind.
In der vorliegenden Arbeit wird der Auffassung von WIEGLEB (op. cit.) gefolgt und diese Gesellschaftsgruppe als Verband Ranunculion aquatilis innerhalb der Potametea behandelt (s. auch POTT 1980; MERIAUX 1983a; DIERSSEN et al. 1988).

Wie schon erwähnt, treten bei der Ansprache der Arten in den Gattungen Ranunculus Subgenus Batrachium und Callitriche Probleme auf (s. 6.1.3.). Die Batrachium-Arten blühen und fruchten normalerweise im Mai/Juni. In den Sommermonaten sind sie zumeist nur als Keim- und Jungpflanzen anzutreffen, die keine spezifischen Artmerkmale erkennen lassen. Eine sichere Zuordnung aller Individuen zu bestimmten Kleinarten wäre somit erst nach längerfristiger Kultur möglich, was bei der Menge der angetroffenen Bestände nicht durchführbar war. Zudem ergeben sich weitere Schwierigkeiten durch das Auftreten zahlreicher Hybridschwärme (vgl. COOK 1966: 183 ff.). Die Sippen der Sammelart Callitriche palustris vermehren sich unter günstigen Nährstoffbedingungen vorwiegend vegetativ. Ohne Blütenausbildung sind auch sie nicht sicher anzusprechen. Aus diesen Gründen sind die Verbreitungsareale der Batrachium- und Callitriche-Kleinarten sowie ihre ökologischen Ansprüche noch weitgehend unbekannt. Zudem sind viele Literaturangaben kritisch zu bewerten (vgl. DERSCH 1986: 79).

Zum besseren Verständnis der folgenden Ausführungen seien hier kurz die Wachstumsbedingungen und Lebenszyklen kennzeichnender Batrachium-Arten zusammengefaßt:
- optimale Wachstumsbedingungen in konkurrenzarmen, warmen, eutrophen, unbeschatteten Gewässern,
- Keimung auf feuchten Böden (in der limosen Phase, fakultativ),
- Überwinterung als Jungpflanze unter dem Eis (in der submersen Phase, obligat),
- nach Erwärmung des Gewässers im Frühjahr rascher Entwicklungsschub mit phänologischem Höhepunkt im Mai/Juni,
- nach der Samenreife Zusammenbruch der Bestände im Frühsommer.

In situ verhalten sich die Arten überwiegend therophytisch, in Kulturversuchen hingegen treten sie oft ausdauernd auf (COOK 1966: 63). In langen, warmen Sommern kann eine zweite, zumeist terrestrische Generation ihren Entwicklungszyklus noch vor dem Wintereinbruch vollenden. Diese Pflanzen bleiben in der Regel klein und bilden keine Schwimmblätter aus.
Von dem oben beschriebenen Zyklus weichen in Mitteleuropa aus der Gruppe der angetroffenen Batrachiden nur Ranunculus hederaceus, die

Fließwasserform von R. peltatus und ein Teil der Bestände von R. trichophyllus als mehr oder weniger ausdauernde Sippen im unterschiedlichem Maße ab.

7.3.3.1. HOTTONIETUM PALUSTRIS Tx 37
(Wasserfeder-Gesellschaft)
Tab. 14, Spalten 1 und 2

Dominanzbestände von Hottonia palustris finden sich in flachem Wasser sowie in wechselnassen Uferzonen von Tränken, Mergelkuhlen, Niedermoor-Torfstichen und Naturschutztümpeln. In Tränken besiedeln sie bevorzugt Bereiche zwischen dem nicht vom Winterhochwasser erfaßten Ufer und einem Glyceria fluitans-Gürtel, der die äußere Grenze der Flachwasserzone gegen den Bereich tieferen Wassers markiert. Am Gesellschaftsaufbau sind Batrachium- und Callitriche-Sippen beteiligt; letztere können faziesbildend auftreten (Spalte 1). Artenarme Bestände der Wasserfeder finden sich überwiegend in beschatteten Gewässern (Spalte 2).

Das Hottonietum palustris entwickelt sich vor allem in ruhigen Gewässern über humosen Schlammböden. Dem Konkurrenzdruck eutraphenter Gesellschaften weichen die Bestände gewöhnlich auf basen- und nährstoffärmere, teilweise auch dystrophe Standorte aus (vgl. ROLL 1940: 587; WATTEZ 1968: 110). Angaben über die Besiedlung nährstoffreicher Gewässer sind dagegen selten (so bei PFEIFFER 1941: 129; CARSTENSEN 1955: 160; WEBER-OLDECOP 1970: 936).
Die Wasserfeder ist ausgesprochen beschattungstolerant: sie zählt zu den wenigen Sippen, die auch in Waldtümpeln und beschatteten Gräben langfristig überdauern können (CARSTENSEN l. cit.). Trockenphasen werden auf feuchtem Boden im allgemeinen gut überstanden, wobei es zur Ausbildung einer Landformen kommen kann.

Im Gegensatz zu den meisten Arten des Verbandes ist H. palustris ausdauernd und vermehrt sich überwiegend vegetativ (PFEIFFER l. cit.). Sie überwintert als Kurzsproß unter oder im Eis und kommt nach der Erwärmung im Frühjahr rasch zur Blüte. Im meist schlammigen Substrat ist sie nur schwach verankert und kann deshalb leicht losgerissen und in die Kontaktgesellschaften verdriftet werden.

Häufig können Überlagerungen des Hottonietum palustris mit dem Lemnetum trisulcae und Durchdringungen der Assoziation mit dem Glycerietum fluitantis beobachtet werden.

Das Hottonietum palustris ist vorwiegend in der Hohen Geest, dem Östlichen Hügelland und in den Flußniederungen zu finden.

*

Im folgenden werden drei Assoziationen vorgestellt, die im Gelände nur selten sicher angesprochen werden können. Es bleibt zu klären, ob es

sich bei den ersten beiden, dem Ranunculetum aquatilis und dem Ranunculetum peltati, um eigenständige Assoziationen handelt.

7.3.3.2. RANUNCULETUM AQUATILIS Sauer 37
(Gesellschaft des Gemeinen Wasserhahnenfußes)
Tab. 14, Spalten 3 und 4

Das Ranunculetum aquatilis findet sich fast ausschließlich am Ufer von Weidetränken. Am Aufbau dieser Dominanzassoziation sind verschiedene Callitriche-Arten beteiligt, die auch faziesbildend auftreten können (Spalte 3). Meistens finden sich jedoch nur einartige Bestände des Gemeinen Wasserhahnenfußes (Spalte 4).

Das Ranunculetum aquatilis ist eine lichtbedürftige, konkurrenzschwache Pioniergesellschaft wechselnasser Ufer, die sich vorwiegend auf lehmig-tonigen Böden entwickelt. Nach GEHU & MERIAUX (1983: 25) bevorzugt R. aquatilis eutrophe, kalkreiche Gewässer. Zudem ist die Art bis zu einem gewissen Grade salztolerant (vgl. 7.3.3.4.).

Nicht selten sind Überlagerungen der Assoziation mit dem Lemnetum trisulcae, der Potamogeton natans-Basalgesellschaft, dem Glycerietum fluitantis oder mit Algenwatten ausgebildet.

Aufgrund der Determinationsprobleme konnten nur wenige Bestände dieser Assoziation eindeutig zugeordnet werden. Sie scheint in der Marsch und den Geestgebieten verbreitet zu sein.

7.3.3.3. RANUNCULETUM PELTATI Segal 67
(Gesellschaft des Schild-Wasserhahnenfußes)
Tab. 14, Spalten 5 und 6

Auch das Ranunculetum peltati bleibt weitgehend auf die Uferzonen der Tränken beschränkt. In den meisten Fällen wurden nur Ranunculus peltatus-Bestände angetroffen (Spalte 6). In zwei Kleingewässern konnte eine Vergesellschaftung von R. peltatus mit R. aquatilis nachgewiesen werden (Spalte 5).

> Immer wieder wurden hybridogene Zwischenformen zwischen beiden Arten gefunden. Auch diese Bastard-Populationen wurden den Ranunculus aquatilis agg.-Beständen zugeordnet (s. 7.3.3.10.).
> Die angetroffenen Individuen wurden immer dann hybridogenen Formen zugerechnet, wenn sich die Nektargruben verschiedener Honigblätter einer Blüte in der Form unterschieden. Im Nachhinein scheint die Bestimmung der Hybriden teilweise unsicher, da sich die zur Determination herangezogenen Nektargruben im Laufe ihrer ontogenetischen Entwicklung verändern und verschiedene Formen durchlaufen, von denen jede, wenn sie den Endzustand der jeweiligen Entwicklung darstellen würde, einer anderen Kleinart zugeordnet wird (COOK 1966: 77).

R. peltatus besiedelt in den von WIEGLEB (1979: 25) untersuchten Ober-

harzer Stauteichen sowie in den von Franke (1987: 64) bearbeiteten Teichen Frankens Standorte mesotrophen Charakters. Nach GEHU (1961: 103), WEBER-OLDECOP (1969: 39 f.) und POTT (1980: 73) tritt die Art auch unter sehr nährstoffreichen Verhältnissen bestandsbildend auf. In einem anderen Untersuchungsgebiet (Niedersachsen) wertet WIEGLEB (1976: 30) das Ranunculetum peltati als Folgegesellschaft des Hottonietum palustris bei übermäßiger Stickstoff-Eutrophierung.
Auch über Bicarbonat- beziehungsweise Kalkgehalt der Standorte liegen scheinbar widersprüchliche Aussagen vor (z.B. von WEBER-OLDECOP l. cit; WIEGLEB 1976: 103; GÖRS 1977: 118; MERIAUX 1978: 146; GEHU & MERIAUX 1983: 28). Aus dem Vergleich aller Angaben ist zu ersehen, daß die Art - richtige Bestimmung vorausgesetzt - hinsichtlich diverser Parameter eine weitere ökologische Amplitude besitzt als R. aquatilis.

Das Ranunculetum peltati tritt in Überlagerung mit dem Lemnetum trisulcae, dem Glycerietum fluitantis und seltener auch mit dem Lemnetum gibbae auf. Besonders in den Frühsommermonaten finden sich häufig Watten fädiger Algen zwischen den Wasserhahnenfuß-Pflanzen.

Die Assoziation ist in allen Naturräumen als ausgeprägter Störzeiger in anthropozoogen beeinflußten Kleingewässern vertreten. In der Jungmoränenlandschaft Ostholsteins ist R. peltatus die weitaus häufigste Batrachium-Kleinart, in der Marsch tritt sie gegenüber R. aquatilis zurück. Die Fundortangaben bei RAABE (1987: 145) werden der wirklichen Verbreitung nicht gerecht.

7.3.3.4. RANUNCULETUM BAUDOTII Br.-Bl. 52
(Gesellschaft des Brackwasser-Hahnenfußes)
Tab. 14, Spalte 7

Bestände der salztoleranten Art Ranunculus baudotii konnten nur in wenigen, leicht brackig beeinflußten Gewässern eindeutig angesprochen werden.

Die namensgebende Art dieser Dominanzassoziation besiedelt sonnenexponierte, zumeist eutrophe, anthropozoogen beeinflußte Gewässer, die in der Regel einen erhöhten Salzgehalt aufweisen. Gelegentlich tritt sie auch im Süßwasser auf (WESTHOFF & DEN HELD 1975: 57; GEHU & MERIAUX 1983: 30).

Die Determinantionsprobleme innerhalb der Untergattung führen immer wieder dazu, daß einzelne Bearbeiter Batrachium-Arten in küstennahen Gewässern oft ausschließlich aufgrund ihres Wuchsortes als Brackwasser-Hahnenfuß ansprechen (s. RAABE 1987: 144). Darüber hinaus wird auch der Brackwassereinfluß in vielen Stillgewässern der Marsch überschätzt: die im Rahmen dieser Untersuchung durchgeführten Leitfähigkeitsmessungen ergaben für küstennahe Tränken nur in wenigen Fällen Werte, die deutlich von denen binnenländischer Gewässer abwichen und somit einen möglichen Salzeinfluß belegen könnten. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen im Schnitt zwischen 400 und

1200 µS/cm, selten überstiegen sie 5000 µS/cm (s.5.4.). Bei der Abschätzung des Salzgehaltes wurde wahrscheinlich nicht bedacht, daß die Weidekuhlen in der Knickmarsch aufgrund des hohen Grundwasserspiegels relativ flach angelegt sind (vgl. 2.4.). Nach der Eindeichung ehemaliger Wattflächen und Salzwiesen süßen die oberflächennahen Bodenschichten relativ rasch aus, da die im Boden enthaltenen Salze mit dem Niederschlagswasser in die Tiefe gespült werden, wobei sich über dem Horizont des spezifisch schwereren Salzwassers eine Süßwasserschicht bilden kann (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 386). Nur wenn Tränken bis in diese tiefen Horizonte ausgehoben werden, kommt der Brackwassereinfluß zum Tragen. Die Geschwindigkeit, mit der die Aussüßung eingedeichter Marschflächen erfolgt, sowie die Mächtigkeit des Süßwasserhorizontes werden unter anderem durch die Bodenart, die Niederschlagsmenge und den Grundwasserabfluß bedingt (vgl. JOENJE 1978: 46). In der Kalkmarsch des küstennahen Finkhaushallig-Kooges, der 1935/36 eingedeicht wurde, beträgt die Mächtigkeit des Aussüßungshorizontes ungefähr 1,4 Meter. Im Boden des weiter südlich, etwas landeinwärts liegenden Obbenskooges, der 1563/64 eingedeicht wurde, liegt die Grenze zwischen Salz- und Süßwasser in einer Tiefe von rund 1,2 Meter (mdl. Mitt. LAMP, Inst. f. Bodenkunde, Univ. Kiel).

In den Tränken der Marsch sind nach eigenen Beobachtungen des öfteren Ranunculus aquatilis und gelegentlich R. trichophyllus anzutreffen. R. baudotii wurde dagegen nur selten beobachtet. Bei Laborversuchen konnte COOK (1966:109 f.) nachweisen, daß auch R. aquatilis in leicht brackigem Wasser gedeiht. Erst bei höheren Salzgehalten zeigt R. baudotii bessere Wuchsleistungen.

Die synsystematische Einordnung des Ranunculetum baudotii wird bislang unterschiedlich gehandhabt. Während beispielsweise GEHU & MERIAUX (1983: 30) den Standortfaktor Salzbeeinflussung zur Einordnung der Assoziation in das Ruppion maritimae heranziehen, betont WIEGLEB (1981: 236) die Lebensform der Kennart und stellt die Assoziation in den Verband Ranunculion aquatilis (vgl. auch DIERSSEN et al. 1988).

Das Ranunculetum baudotii wurde nur in wenigen Gewässern im unmittelbaren Küstenbereich der Nord- und Ostsee angetroffen.

7.3.3.5. RANUNCULETUM HEDERACEI (Tx & Diem. 36) Libbert 40
(Gesellschaft des Efeublättrigen Hahnenfußes)
Tab. 14, Spalte 8

An einer Tränke (1921-02) in der Itzehoer Geest konnte auf einem durch Viehtritt gestörten, leicht quelligen Ufer ein Bestand des Efeublättrigen Hahnenfußes aufgenommen werden.

Das Ranunculetum hederacei ist laut TÜXEN & JAHNS (1962: 23) eine Indikatorgesellschaft für reines, nährstoffarmes Quellwasser (vgl. auch WEBER 1978: 69). In Schleswig-Holstein scheint die Kennart bevor-

zugt vertretene Quellfluren auf Weiden zu besiedeln. Außerdem baut sie in regelmäßig entkrauteten, teilweise auch abwasserbelasteten Gräben der Geest und am geestseitigen Marschrand ausgedehnte Bestände auf (s. auch SEGAL 1967: 13). Inwieweit in diesen Gräben eventuell eine Zweischichtigkeit in der Trophie - zwischen dem Substrat aus nährstoffreichen Sapropelschichten über Sand und dem fließenden, zumindest zeitweilig nährstoffarmen Wasser - vorliegt, soll im Rahmen zukünftiger Untersuchungen geklärt werden.

Die Zugehörigkeit der durch diese Art gekennzeichneten Assoziation zum Ranunculion aquatilis ist umstritten. Folgt man TÜXEN & JAHNS (1962: 20), so tendiert die Kennart eher zu den Montio-Cardaminetea (vgl. auch WEBER 1978: 68; GEHU & MERIAUX 1983: 43). WESTHOFF & DEN HELD (1975) ordnen das Ranunculetum hederacei dem Callitricho-Batrachion zu. WIEGLEB (1981: 236) nennt R. hederaceus als wichtige Art des Ranunculion aquatilis. COOK (1966: 64) bezeichnet R. hederaceus als eine Art, die primär an feuchten terrestrischen Standorten vorkommt. SEGAL (1967: 5 und 23), der die Art in den Niederlanden ausführlich untersucht hat, weist auf die Mosaikstruktur vieler Standorte hin und stellt die Bestände unter anderem aufgrund ihrer optimalen Wüchsigkeit in etwas tieferem Wasser in die ökologische und soziologische Nähe des Ranunculetum peltati.

Der für die Batrac..ium-Arten typische Lebenszyklus konnte bei R. hederaceus nicht beobachtet werden. Blühende Exemplare finden sich fast das ganze Jahr hindurch. Wahrscheinlich ist diese Art ausdauernd und kann die Wintermonate in gleichmäßig temperierten und dadurch nicht zugefrorenen Quellfuren überdauern (s. auch COOK 1966: 93; SEGAL 1967: 18).

Der angetroffene Bestand von R. hederaceus wurde vom Riccielletum fluitantis überlagert.

*

Die folgenden drei Gesellschaften werden von Kleinarten des Wassersterns aufgebaut, die als Verbandskennarten des Ranunculion aquatilis gewertet werden können.

Die soziologische Stellung dieser Kleinarten ist zum Teil schwer zu charakterisieren. So ist Callitriche platycarpa nicht nur im Ranunculion aquatilis verbreitet, sondern gleichzeitig für das Ranunculion fluitantis bezeichnend. Aus diesem Grund unterscheiden MERIAUX & WATTEZ (1983: 380 f.) bei dieser Kleinart zwei Formen: C. platycarpa f. typica als Verbandskennart im Ranunculion aquatilis und C. platycarpa f. submersa als Verbandskennart im Ranunculion fluitantis. Eine derartige Trennung erübrigt sich bei einer Tümpel-Bearbeitung.

7.3.3.6. CALLITRICHE COPHOCARPA-BASALGESELLSCHAFT [RANUNCULION AQUATILIS]
(Basalgesellschaft des Stumpfkantigen Wassersterns)
Tab. 14, Spalte 9

Callitriche cophocarpa ist eine in Schleswig-Holstein verbreitete, aber weitgehend übersehene Wasserstern-Sippe (RAABE 1987: 338). Sie tritt häufig in artenarmen Beständen auf trockenfallenden Ufern meso- bis eutropher Kleingewässer auf (vgl. CASPAR & KRAUSCH 1981: 604). Als konkurrenzschwache Art besiedelt sie vornehmlich gestörte Flächen.

Die Callitriche cophocarpa-Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen anzutreffen.

7.3.3.7. CALLITRICHE PLATYCARPA-BASALGESELLSCHAFT [RANUNCULION AQUATILIS]
(Basalgesellschaft des Flachfrüchtigen Wassersterns)
Tab. 14, Spalte 10

Gelegentlich konnten ausgedehnte Wasserstern-Teppiche als einartige Bestände von Callitriche platycarpa identifiziert werden. Auch diese Art ist weit verbreitet, wird aber oft übersehen. Sie ist wahrscheinlich die häufigste Wasserstern-Art in Schleswig-Holstein (vgl. RAABE 1987: 338).

C. platycarpa besitzt hinsichtlich verschiedener Parameter eine weite ökologische Amplitude. Vorkommen dieser Art werden aus kalkarmen und kalkreichen, nährstoffarmen wie nährstoffreichen (vor allem stickstoffreichen) und selbst aus stark verschmutzten Gewässern gemeldet (vgl. WEBER-OLDECOP 1970: 947; WIEGLEB 1976: 98; CASPAR & KRAUSCH 1981: 604; MERIAUX & WATTEZ 1983: 379; DERSCH 1986: 89). Gegen Beschattung ist sie relativ unempfindlich: selbst im trüben Wasser wurde C. platycarpa angetroffen. Trotz seiner ökologischen Plastizität ist dieser Wasserstern in Konkurrenzsituationen anderen Arten unterlegen und muß somit als Störzeiger gewertet werden, der auf meist trockenfallenden Uferstreifen sonnenexponierter oder mäßig beschatteter Tümpel mit sandigen bis schlammigen Substraten vorkommt. DERSCH (l. cit.) beobachtete, daß diese Art in situ oft nicht fruchtet und sich hauptsächlich vegetativ vermehrt. Demzufolge müßte C. platycarpa ausdauernd sein. Diese Vermutung wird durch häufige Funde unbestimmbarer Callitriche-Bestände in den Wintermonaten unterstützt.

Die Callitriche platycarpa-Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen verbreitet. Viele der nicht determinierbaren Bestände dürften wahrscheinlich dieser Basalgesellschaft zuzuordnen sein (s.o.).

7.3.3.8. CALLITRICHE HAMULATA-BASALGESELLSCHAFT [RANUNCULION AQUATILIS]
(Gesellschaft des Haken-Wassersterns)
Tab. 14, Spalte 11

Callitriche hamulata ist gelegentlich in lockeren Herden auf sandigen und sandig-schluffigen Ufern anzutreffen.

Nach DERSCH (1986: 93) besiedelt die Art vornehmlich nährstoff- und kalkarme Gewässer und soll gegen Abwasserbelastung empfindlich sein (vgl. auch CASPAR & KRAUSCH 1981: 608).

C. hamulata wird nur als schwache Verbandskennart angesehen, da sie einen weiteren Verbreitungsschwerpunkt im Ranunculion fluitantis zu besitzen scheint (vgl. OBERDORFER 1977: 98). Die Bestände, die dem Ranunculion aquatilis zugeordnet werden, sind durch eine zeitweilig auftretende Wuchsform gekennzeichnet, die an Trockenphasen angepaßt ist.

In Kleingewässern findet sich die Callitriche hamulata-Basalgesellschaft überwiegend in der Geest.

7.3.3.9. RANUNCULUS TRICHOPHYLLUS-GESELLSCHAFT
(Gesellschaft des Haarblättrigen Wasserhahnenfußes)
Tab. 14, Spalte 11

Nur selten ist ein kleinblütiger, schwimmblattloser Wasserhahnenfuß in Tümpeln zu beobachten. Es handelt sich dabei um Ranunculus trichophyllus subsp. trichophyllus, der ebenfalls vornehmlich die flachen Uferzonen von Tränken besiedelt. Die Art konnte nur in Vergesellschaftung mit Myriophyllum spicatum dokumentiert werden.

Laut CASPAR & KRAUSCH (1981: 524) gedeiht R. trichophyllus im flachen, stehenden oder schwach fließenden, mehr oder weniger nährstoffreichen Wasser über schlammigem Grund. Die Art ist salzertragend aber relativ empfindlich gegen andere Belastungen.

Die soziologische Stellung von R. trichophyllus ist nicht eindeutig festzulegen. GEHU & MERIAUX (1983: 43) werten R. trichophyllus als Klassencharakterart der Potametea, die ihr Optimum in den Verbänden Nymphaeion und Callitricho-Batrachion besitzt. Folgt man dieser Einschätzung, so wären R. trichophyllus-Bestände als Basalgesellschaft der Klasse aufzufassen. Da sich die Art in den untersuchten Gewässern standörtlich und in ihrer Lebensstrategie nicht von anderen Batrachiden unterscheidet, sollen ihre Bestände vorerst dem Ranunculion aquatilis als ranglose Gesellschaft angeschlossen werden.

Die Gesellschaft wurde nur in küstennahen Kleingewässern beobachtet.

*

Im Anschluß an die Gesellschaften des Verbandes sollen diejenigen Vegetationseinheiten erwähnt werden, die sich aus nicht determinierten Bestände beziehungsweise hybridogenen Formen innerhalb der Gattungen Callitriche und Ranunculus Subgenus Batrachium zusammensetzen. Da auch solche Vegetationseinheiten in einer synsoziologischen Bearbeitung nicht fehlen dürfen, wurden diese Bestände auf Aggregatniveau zusammengefaßt und als selbständige Einheit behandelt (vgl. 6.1.3.). Zur Dokumentation dieser Einheiten wurden keine Vegetationsaufnahmen angefertigt.

7.3.3.10. RANUNCULUS AQUATILIS AGG.-BESTÄNDE (Wasserhahnenfuß-Bestände)

An Standorten, die durch periodische Störungen weitgehend konkurrenzfrei gehalten werden, vor allem an vertretenen Ufern von Viehtränken, finden sich häufig Wasserhahnenfuß-Bestände, die nicht eindeutig zuzuordnen sind, sei es, daß sie als Jungpflanzen nicht die charakteristischen Artmerkmale aufweisen oder hybridogenen Ursprungs sind. Solche Bestände können trockengefallene Uferzonen mit dichten, niedrigen Rasen überziehen oder bei stärkeren Störungen als Einzelpflanzen auftreten. Gelegentlich sind sind sie mit Callitriche-Populationen vergesellschaftet.

Ranunculus aquatlis agg.-Bestände sind in allen Naturräumen relativ häufig anzutreffen.

7.3.3.11. CALLITRICHE PALUSTRIS AGG.-BESTÄNDE (Wasserstern-Bestände)

Auch die zu dieser Einheit zusammengefaßten Bestände aus dem Aggregat von Callitriche palustris besiedeln hauptsächlich gestörte und dadurch konkurrenzarme Flächen. Sie finden sich sowohl im wechselnassen Uferbereich wie auch in größerer Tiefe, wo die Wassersterne anscheinend ausdauernd auftreten. Hinsichtlich weiterer ökologisch wirksamer Faktoren besitzen die einzelnen Kleinarten unterschiedliche Amplituden (s. etwa bei CASPAR & KRAUSCH 1981; DERSCH 1986).

Callitriche palustris agg.-Bestände können in allen Naturräumen beobachtet werden.

Zur S y n d y n a m i k des Ranunculion aquatilis

Die folgende, etwas ausführlichere Darstellung der Vegetationsverhältnisse am Ufer von Tränken soll die entscheidenden Standortfaktoren verdeutlichen, die Voraussetzung für die Entwicklung der von Batrachiden aufgebauten Vegetationseinheiten sind. Gleichzeitig sollen syndynamische Folgen aufgezeigt werden, die das Ausfallen eines dominanten Faktors, der Trittbelastung, nach sich zieht. Die Betrachtungen sind im Prinzip auf die Bestandsentwicklung weiterer konkurrenz-

schwacher Störzeiger sowie solchen therophytischen Gesellschaften übertragbar, die im Uferbereich von Weidekuhlen auftreten (s. 7.3.4.; 7.5.).

Die Auswertung der synsoziologischen Aufnahmen zeigt, daß die durch Batrachiden gekennzeicheten Gesellschaften einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in Viehtränken besitzen:

- Von 399 synsoziologisch aufgenommenen Gewässern wurden 187 als Tränke genutzt. In rund 40 % dieser Tränken konnten Batrachium-Bestände nachgewiesen werden. Dagegen traten solche Bestände nur in 17 % der restlichen Gewässer auf, von denen sicherlich einige früher auch als Tränke genutzt worden sind.
- Die Tränken lassen sich weiter untergliedern in jene, an denen das Weidevieh freien Zugang zum Wasserrand hat und jene, die gegen Vertritt und Eutrophierung abgezäunt worden sind. Batrachium-Bestände fanden sich in rund 48 % aller nicht eingezäunten, im folgenden als "offen" bezeichneten Tränken, dagegen aber nur in 16 % der eingezäunten Tränken. Allerdings werden die Zäune um die Tränken oft vernachlässigt und gelegentlich vom Vieh durchbrochen, so daß es auch im Uferbereich dieser Tränken zu Störungen gekommen sein mag.

  Die angeführten Prozentangaben dürfen nicht als repräsentativ für einzelne Naturräume oder ganz Schleswig-Holstein angesehen werden, da die Tränken nicht flächendeckend erfaßt worden sind, sondern eine Auswahl dahingehend getroffen wurde, daß neben den häufigen Vegetationskomplexen gerade abweichende Ausbildungen bevorzugt aufgenommen wurden. Bei einer flächendeckenden Kartierung dürften die Ergebnisse noch weitaus krasser ausfallen.

Auffällig ist die naturräumliche Verteilung der durch Wasserhahnenfuß-Bestände gekennzeichneten, nicht abgezäunten Tränken. Während die Gesellschaften in den offenen Tränken der Marsch und des Östlichen Hügellandes regelmäßig beobachtet werden konnten, wurden sie in den meisten offenen Tränken der Geest vergeblich gesucht. Die Ursache mag unter anderem darin liegen, daß in diesen Naturräumen sehr viele Tränken in sandig-schluffigen, also festen Böden angelegt wurden und zudem relativ flach sind. Das Vieh kann hier problemlos in das Wasser hineinlaufen und die Tränken vollständig durchwaten. Dadurch kommt es neben der intensiven Trittbelastung ständig zum Aufwühlen von Bodenmaterial und zum direkten Eintrag von Fäkalien, was eine Massenentwicklung von Phytoplankton nach sich ziehen kann. Der Wasserkörper solcher Tränken weist im Sommer eine grünlich-graue oder grünlich-braune Färbung auf. Da die Batrachium-Arten einen Teil ihrer Entwicklung submers durchlaufen, muß davon ausgegangen werden, daß diejenigen Jungpflanzen, die den Hufen der Weidetiere entgangen sind, während dieser submersen Entwicklungsphase durch ein minimales Lichtangebot entscheidend gehemmt werden.

Es ist zudem anzunehmen, daß für eine Entwicklung der Gesellschaften des Verbandes unterschiedliche Besatzdichten sowie das Alter und Geschlecht der Weidetiere von Bedeutung sind. Beispielsweise ist die in der Geest verbreitete Bullenzucht einer Vegetationsentwicklung in flachen, nicht eingezäunten Gewässern abträglich. Diese Tiere halten

sich besonders an warmen Tagen bevorzugt in ihren Tränken auf und zerwühlen die trockeneren Uferbereiche durch Scharren und Hochschleudern von Bodenmaterial während ihres "Imponiergehabes", wobei jeglicher Bewuchs zerstört wird.

Ganz anders liegen die Verhältnisse an offenen Tränken mit lehmigen oder tonigen Ufern, wie sie in der Marsch und besonders in den Mergelgebieten des Hügellandes anzutreffen sind. Da schwere Weidetiere im aufgeweichten Boden am Rande solcher Tränken einsinken oder rutschen, betreten sie diese Flächen nur ungern (s. 3.2.3.1.). Durch hineingetretenes Bodenmaterial entsteht in einiger Entfernung von der Uferlinie eine submerse, etwas erhöhte Bodenschwelle, auf der sich Bestände von Glyceria fluitans entwickeln, die flache Uferzonen wasserseitig gegen tiefere Bereiche abgrenzen (s. 7.7.2.1.). Der Wasserkörper einer solchen Tränke ist in der Regel relativ klar, da Fäkalieneintrag und Bodenaufschlämmung auf die schmale, im Sommer weitgehend ausgetrocknete Zone zwischen hohem Ufer und dem Glycerietum fluitantis beschränkt bleiben. Diese Zone, die vom Winterhochwasser überstaut und im Sommer durch ständige Tritt- und Verbißbelastung von ausdauernder Vegetation weitgehend freigehalten wird, bietet den Batrachium-Arten günstige Lebensbedingungen, an die sie durch ihren spezifischen Lebenszyklus gut angepaßt sind (Blüte und Samenreife teilweise schon vor dem Viehauftrieb Anfang Mai; Überdauern der intensiven Belastungsphase im Samenstadium oder als winzige Keimpflanzen; Juvenilentwicklung im Spätsommer/Herbst zur Zeit des Viehabtriebes).
Im Gegensatz zu WALTHER (1977: 59), der eine Bedrohung der Wasserhahnenfuß-Bestände durch das Weidevieh annimmt, sei hier die Meinung vertreten, daß erst mit der Zerstörung ausdauernder Vegetationseinheiten günstige Entwicklungsmöglichkeiten für die therophytischen Batrachium-Gesellschaften geschaffen werden. Nur bei intensiver Bullenzucht und Jungviehweide sowie allgemein bei zu hohem Besatz erreichen die Störungen ein solches Ausmaß, das auch Batrachium-Arten nicht mehr zur Entwicklung kommen können.

Werden exogene Störungen durch das Setzen eines stabilen Zaunes unterbunden, so nehmen schon nach kurzer Zeit andere Vegetationseinheiten die Wuchsorte der Wasserhahnenfüße ein. Abb. 10 vermittelt an Hand von zwei schematisierten Transekten die Vegetationsverhältnisse an einer Tränke vor (in der Abb. oben) und einige Zeit nach ihrer Abzäunung (in der Abb. unten). Störungszonen und die Intensität der Störungen sind durch breite beziehungsweise schmale Balken markiert. Die Vegetationseinheiten sind auf Verbands- und Klassenniveau zusammengefaßt. Die Bereiche optimaler Vegetationsentwicklung sind durch breitere Balken hervorgehoben.

Die Ausdehnung der Störungszone hängt unter anderem davon ab, wie stark die Tiere aufgrund der Konsistenz des Bodens einsinken. Jungvieh betritt unstabile Böden häufiger und wagt sich auf ihnen weiter vor als die eher "behäbigen" Milchkühe. Bei weichen, lehmigen oder tonigen Böden nähern sich letztere dem Gewässer meist nur soweit, daß sie den Wasserspiegel eben zum Saufen erreichen können. Mit den Hinterbeinen versuchen sie dabei auf dem stabileren Ufer zu bleiben. Bei genauer

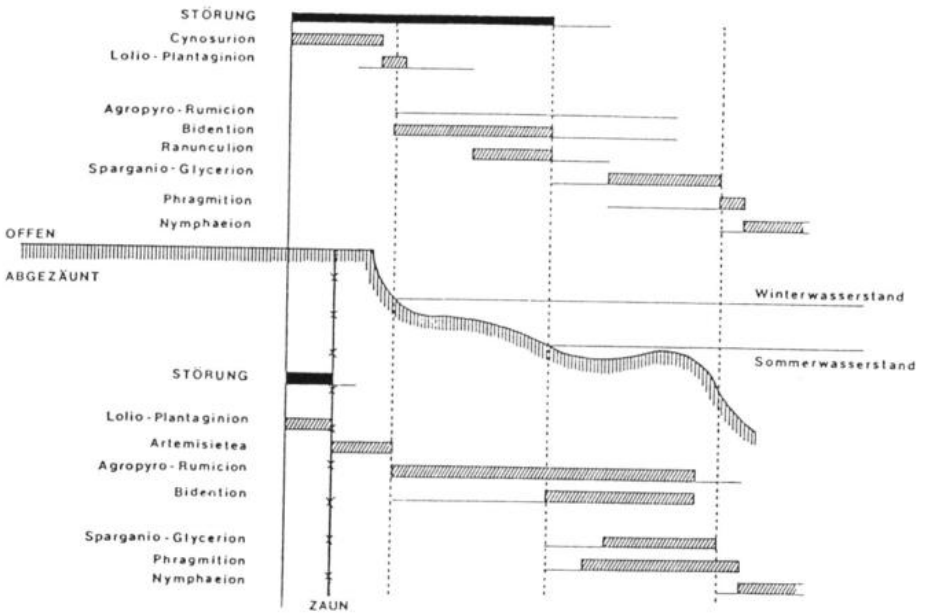


Abb. 10: Vegetationsverhältnisse an Viehtränken in Mergelgebieten

Betrachtung zeigt sich, daß die Wasserhahnenfuß-Bestände in solchen Tränken genau diejenigen Flächen besiedeln, die vom Vieh vertreten und vom Winterhochwasser überstaut werden (Abb. 10 oben). Das Glycerietum fluitantis ist wiederum in derjenigen Zone optimal entwickelt, die nicht direkt dem Tritt ausgesetzt ist, in der aber durch gelegentliches Verbeißen das Aufkommen von konkurrenzstarken Phragmiteteа-Gesellschaften unterbunden wird. Arten des Agropyro-Rumicion keimen zwar auf den trockengefallenen Flächen oder dringen mit Stolonen auf diese vor, werden aber durch andauernden Tritt und Verbiß ständig zurückgedrängt. Im Sommer entwickeln sich auf den Wuchsorten der Batrachium-Arten Bidention-Gesellschaften, die aufgrund der Störungen meist fragmentarisch ausgebildet bleiben. Sie sterben im Herbst wieder ab. Zu diesem Zeitpunkt sind die Batrachiden gekeimt und überziehen die meist noch wasserfreien Flächen als niedriger Teppich aus unendlich vielen Jungpflanzen. Diese sind zur Überwinterung auf den Anstieg des Wasserspiegels angewiesen, was ihren Lebensraum landeinwärts einschränkt.

Wird an dieser eben beschriebenen Tränke ein Zaun errichtet, so unterbleibt die vom Vieh ausgehende Belastung der Uferzone mit Ausnahme des Bereiches, den es durch den Zaun hindurch abfressen kann (Abb. 10 unten). Im eingezäunten Bereich entwickeln sich auf dem trockenen Ufer Artemisietea-Gesellschaften; langfristig siedeln sich hier wahrscheinlich Gehölze an. Die wechselnasse Zone nehmen Flutrasen-Arten ein, die rasch bis in den Glyceria-Gürtel vordringen. Je nachdem, wie schnell sich diese Flutrasen entwickeln, können die Gesellschaften des Ranunculion aquatilis bereits nach ein oder zwei Vegetationsperioden gänzlich aus dem Gewässer verdrängt worden sein. Bestände des Phragmition können sich mit Hilfe ihrer Rhizome auf die flachen Gewässerzonen ausdehnen. Im Bidention kommt es zu einem Gesellschaftswechsel: während unter Weideeinfluß hauptsächlich Fragmente des Ranunculetum scelerati und des Bidenti-Polygonetum hydropiperis auftraten, entwickelt sich nun eine die Flutrasen überlagernde Bidens cernua-Basalgesellschaft.

Dieses Sukzessionsbeispiel wurde deshalb ausführlicher behandelt, da die meisten Gesellschaften des Ranunculion aquatilis in Schleswig-Holstein weitgehend auf anthropozoogen geprägte Standorte beschränkt bleiben. Werden diese aus "Naturschutzgründen" (Schutz vor Tritt, Verbiß, Eutrophierung) eingezäunt, wie es in entsprechenden Broschüren gelegentlich unreflektiert oder ohne Wissen um die Folgen gefordert wird (etwa LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN 1984), so werden dadurch ganze Lebensgemeinschaften vernichtet, die speziell an diese Verhältnisse angepaßt sind. Mit den Pflanzengesellschaften verschwinden auch die auf sie spezialisierten Tierarten und die Landschaft wird wieder um eine Nuance ärmer.

Es sei noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, die in Abb. 10 dargestellten Verhältnisse nur unter bestimmten Bedingungen zutreffen und nicht für alle frei zugänglichen Tränken gelten. Wie oben bereits dargelegt, können an den flachen Tränken der Geest und bei hohem Viehbesatz gänzlich andere Bedingungen herrschen. In Sandgebieten würde eine Einzäunung bisher offener Gewässer wahrscheinlich zur floristischen, zoologischen und soziologischen Bereicherung beitragen. Hieraus ist zu ersehen, daß bei der Zielsetzung für Anlage und Pflege eines Tümpels genaue Standortanalysen und daraus entwickelte "Managementplanungen" pauschalen Gestaltungshinweisen vorzuziehen sind.

Einzelnen Vegetationseinheiten des Ranunculion aquatilis können nach Nutzungsaufgabe oder -änderung unterschiedliche Gesellschaften folgen:

- Das Ranunculetum hederacei kann unter bestimmten Bedingungen als naturnahe Vegetationseinheit angesehen werden. Am Tümpelufer würden die von dieser Assoziation besiedelten Quellhorizonte nach einem Ende der Beweidung wahrscheinlich von Gesellschaften des Phragmition oder Magnocaricion eingenommen werden.
- Dem Hottonietum palustris können neben Einheiten des Phragmition und Magnocaricion auch Gesellschaften des Agropyro-Rumicion folgen (vgl. MERIAUX 1978: 142). Im tieferen Wasser kann diese Assoziation von

der Potamogeton natans-Basalgesellschaft abgelöst werden.
- Dem Ranunculetum aquatilis, dem Ranunculetum peltati sowie der Ranunculus trichophyllus-Gesellschaft folgen zumeist das Glycerietum fluitantis, Bestände des Agropyro-Rumicion oder verschiedene Gesellschaften des Phragmition (vgl. MERIAUX 1978: 146; GEHU & MERIAUX 1983: 26, 29).
- Dem Ranunculetum baudotii folgen wahrscheinlich verschiedene Ausbildungen des Schoenoplecto-Phragmitetum (etwa Ausbildungen von Bolboschoenus maritimus, Schoenoplectus tabernemontani oder Phragmites australis) sowie Einheiten des Agropyro-Rumicion (vgl. GEHU & MERIAUX 1983: 30).
- Als Folgegesellschaften für die Ranunculus aquatilis agg.- und Callitriche palustris agg.-Bestände kommen je nach Standortverhältnissen alle eben genannten Vegetationseinheiten in Frage.

Zum I n d i k a t o r w e r t des Ranunculion aquatilis

Die Gesellschaften des Ranunculion aquatilis müssen als mehr oder weniger hemerophil bezeichnet werden, da sie überwiegend auf solchen Standorten vorkommen, die beim Fehlen exogener Störungen von unterschiedlichen Verlandungsgesellschaften eingenommen werden. Sie sind somit ausgesprochene Störzeiger für flache, wechselnasse und zugleich unbeschattete Standorte. Zu den Ausnahmen gehören das Ranunculetum hederacei, dessen Bestände an Quellstandorten auch unter naturnahen Bedingungen eventuell dauerhaft existieren können, und das Hottonietum palustris, das dank seiner hohen Beschattungstoleranz in Erlenbrücher eindringen kann. Beide Assoziationen werden jedoch durch die Aktivitäten des Menschen gefördert (vgl. GEHU 1961: 98). Die restlichen Vegetationseinheiten besiedeln Standorte, die von COOK (1966: 103) treffend als "temporary and disturbed aquatic habitats" charakterisiert werden. In einer Naturlandschaft dürften sie weitgehend fehlen.

Darüber hinaus können aus dem Auftreten bestimmter Gesellschaften folgende Erkenntnisse über ihre Fundorte gezogen werden:
- das Hottonietum palustris kennzeichnet mäßig nährstoffreiche, saure bis neutrale Standorte mit oft mächtig entwickeltem organischen Bodensubstrat.
- Das Ranunculetum hederacei deutet eine Quelltätigkeit oder Wasserzügigkeit am Wuchsort an.
- Das Ranunculetum baudotii scheint in Schleswig-Holstein auf brackig beeinflußte Standorte beschränkt zu bleiben.

Das Auftreten und die Ausdehung der Bestände wird stark von den Wasserständen des Vorjahres bestimmt. Hohe Wasserstände im Sommer verschlechtern die Lebensbedingungen dahingehend, daß viele Arten nicht keimen können. Auch eine starke Austrockung des Bodens kann die Keimung verhindern und schon gekeimte Jungpflanzen absterben lassen. Andererseits können die meisten Vegetationseinheiten des Verbandes nach einmaliger Zerstörung vorher geschlossener Vegetationsdecken spontan auftreten, da die Diasporen ihrer kennzeichnenden Arten durch ornithochore Ausbreitung rasch an geeignete Standorte gelangen können.

Eventuell können sie auch längere Zeit in der Samenbank des Bodens verweilen. Zur Klärung solcher Vermutungen wären Untersuchungen über die Samenvorräte im Boden von Nutzen.

Der ausgeprägte Jahreszyklus bestimmter Arten hat zur Folge, daß gerade zur Hauptvegetationszeit zumindest die Batrachium-Bestände quantitativ zusammengebrochen sind. In diesen Monaten werden die Arten, die nur als keimungsbereite Samen vorliegen, naturgemäß leicht übersehen.

Unstetigkeit im Auftreten, der im Lebenszyklus vorprogrammierte Zusammenbruch der Bestände im Sommer und die Determinationsprobleme schränken den Zeigerwert mancher Gesellschaften des Ranunculion aquatilis beträchtlich ein.

7.3.4. POTAMION PECTINATI Koch 26 emend. Oberd. 57

Im Verband Potamion pectinati werden Bestände submerser Laichkraut- und Teichfaden-Arten zusammengefaßt, die sich in stehenden und schwach fließenden Gewässern zumeist zu lockeren Gesellschaften zusammenschließen. Die großblättrigen und produktionskräftigeren Arten bilden stabile Sukzessionsstadien in tieferen Zonen größerer Gewässer (DIERSSEN et al. 1988) und sind in Kleingewässern nur selten zu finden. Kleinblättrige Arten bauen Pioniergesellschaften an neu geschaffenen, ausgeräumten oder anderweitig gestörten und damit konkurrenzarmen Standorten auf.

Die Kleinlaichkraut-Bestände werden gelegentlich als Parvopotamion vom Magnopotamion, dem Verband der Großlaichkraut-Gesellschaften abgetrennt (vgl. etwa PASSARGE 1964, 1978b). DEN HARTOG & SEGAL (1964) stellen das Parvopotamion mit dem Callitricho-Batrachion in eine Ordnung Parvopotametalia. WESTHOFF & DEN HELD (1975) stellen neben dem Parvopotamion und dem Callitricho-Batrachion auch das Hydrocharition in diese Ordnung. Ausführliche Übersichten über verschiedene Gliederungsansätze und synsystematische Zuordnungen finden sich bei BAREAU (1982) und MERIAUX (1983a).

7.3.4.1. POTAMETUM TRICHOIDIS Freitag et al. 56
(Gesellschaft des Haarförmigen Laichkrautes)
Tab. 15, Spalte 1

Potamogeton trichoides wurde nur in einer ehemals als Tränke genutzten Mergelkuhle (1521-02) auf der Husumer Geest beobachtet. Es fand sich in Vergesellschaftung mit Elodea canadensis.

Das Haarförmige Laichkraut kennzeichnet eine konkurrenzschwache Assoziation, die unter verschiedenartigen hydrochemischen Bedingungen auftreten kann. Freitag et al. (1958: 69; vgl. auch FRANKE 1987: 44) fanden P. trichoides an nährstoffarmen Standorten. BOLBRINKER (1986: 44) bemerkt hingegen, daß die Art eher in mesotrophen bis mäßig eutro-

Tabelle 15: Potamion pectinati

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Anzahl der Aufnahmen		1	2	3	5	3	3	3	1	5	1	2	2	3
Mittlere Artenzahl		5	3	3	4	4	3	5	4	4	8	2	5	3
Ch_1	Potamogeton trichoides	1^4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch_2	Zannichellia palustris	.	2^{2m-2b}	3^{2b-5}	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VCh_3	Potamogeton acutifolius	.	.	.	V^{2b-5}	.	.	.	.	.	.	.	..	.
VCh_4	Potamogeton obtusifolius	.	.	.	.	3^{2a-5}	3^{2a-5}	.	.	.	.	.	.	.
VCh_5	Potamogeton pusillus	.	.	.	.	.	.	3^{4-5}	.	.	.	.	.	.
VCh_6	Potamogeton berchtoldii	.	.	.	.	.	.	.	1^1	V^{2b-5}	.	.	.	.
VCh_7	Potamogeton pectinatus	.	1^1	.	.	.	.	.	.	.	1^{2b}	2^{2b-3}	.	.
VCh_8	Potamogeton crispus	.	1^r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2^1	3^{2b-4}
K	Elodea canadensis	1^4	.	.	.	3^{1-5}	.	.	1^4	.	.	.	1^4	.
	Ceratophyllum demersum	.	1^5	.	.	.	.	.	.	.	1^4	.	.	.
	Myriophyllum spicatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1^{2a}	.	1^+	.
B	Lemna trisulca	1^1	.	1^4	III^{1-3}	2^{2m-2a}	2^{2m-4}	1^3	.	I^1	1^{2m}	.	.	.
	Potamogeton natans	.	.	.	IV^{2a-2b}	2^{+-3}	2^{1-2m}	2^{r-3}	.	III^{+-2b}	.	.	1^{2b}	1^{2a}
	Spirodela polyrhiza	1^{2m}	.	1^1	IV^{1-3}	1^1	1^{2m}	2^{1-3}	.	I^1	.	.	.	.
	Lemna minor	1^1	.	1^{2a}	III^{1-2m}	1^1	.	1^3	.	.	1^{2a}	.	.	1^5
	Ranunculus aquatilis agg.	.	.	1^+	.	.	.	.	1^1	II^{1-2a}	.	.	1^1	.
	Lemna gibba	.	.	2^{2a}	.	.	.	.	.	.	1^{2b}	.	.	.
	Algen indet.	.	.	1^3	.	.	.	1^1	.	1^{2b}	1^3	1^4	1^{2m}	1^3

Spalte 1: Potametum trichoidis
Spalte 2: Zannichellietum palustris
Spalte 3: Zannichellia palustris-Bestand
Spalte 4: Potamogeton acutifolius-Basalgesellschaft [Potamion], Potamogeton acutifolius-Bestände
Spalte 5: Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft [Potamion]
Spalte 6: Potamogeton obtusifolius-Bestände
Spalte 7: Potamogeton pusillus-Basalgesellschaft [Potamion], Potamogeton pusillus-Bestände
Spalte 8: Potamogeton berchtoldii-Basalgesellschaft [Potamion]
Spalte 9: Potamogeton berchtoldii-Bestände
Spalte 10: Potamogeton pectinatus-Basalgesellschaft [Potamion]
Spalte 11: Potamogeton pectinatus-Bestände
Spalte 12: Potamogeton crispus-Basalgesellschaft [Potamion]
Spalte 13: Potamogeton crispus-Bestände

phierten Gewässern gedeiht und nur gegenüber starker Eutrophierung anfällig ist (vgl. auch WIEGLEB 1976: 102; MERIAUX 1978: 110; REICHHOFF 1978: 433).

Das Potametum trichoidis wurde in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae vorgefunden.

In Schleswig-Holstein ist die kennzeichnende Art relativ selten. Sie wurde nur in der Marsch und im Östlichen Hügelland etwas häufiger beobachtet (RAABE 1987: 483).

7.3.4.2. ZANNICHELLIETUM PALUSTRIS (Baum. 11) Koch 26 (Teichfaden-Gesellschaft) Tab. 15, Spalten 2 und 3

Die von Zannichellia palustris bestimmte Assoziation ist vorwiegend in den Tränken der Marsch ausgebildet. In Vergesellschaftung mit dem Teichfaden treten neben der teilweise faziesbildenden Klassenkennart Ceratophyllum demersum auch Potamogeton pectinatus und P. crispus auf (Spalte 2). Diesen Arten ist gemein, daß sie nährstoffreichere Standorte bevorzugen. Häufiger allerdings sind Bestände von Z. palustris anzutreffen, in denen weitere Kennarten fehlen (Spalte 3).

Die bezeichnende Art besiedelt bevorzugt stark eutrophierte oder hypertrophierte Gewässer (vgl. BÖTTCHER & JECKEL 1972: 47; MERIAUX 1978: 117; POTT 1980: 45). Sie wird deswegen als Verschmutzungszeiger gewertet (CASPAR & KRAUSCH 1980: 153; vgl. auch WIEGLEB 1976: 104). Bisweilen bildet der Teichfaden auch in oligo- bis mesotrophen Gewässern lückige Rasen, wie sie beispielsweise im Bültsee (TK 1524, Hütten) anzutreffen sind.
Gegen Beschattung ist der Teichfaden vergleichsweise tolerant. Dadurch ist er fähig, auch solche Gewässer zu besiedeln, die unter anderem durch Massenentwicklung von Phytoplankton oder durch Suspension feinster organischer oder mineralischer Teilchen getrübt sind. Unter diesen Sichtverhältnissen können lückige Bestände der Art dem Bearbeiter leicht verborgen bleiben. Es ist deswegen anzunehmen, daß Z. palustris in den untersuchten Gewässern weiter verbreitet ist, als die wenigen Funde vermuten lassen.

Vom Teichfaden finden sich in Schleswig-Holstein laut MIERWALD (1987) drei Unterarten. Zumindest eine dieser im Rahmen der Untersuchung nicht immer getrennten Subspezies, Z. palustris subsp. pedicellata, tritt im brackigen Wasser auf (vgl. GLOWINSKI 1984: 25). Diese Unterart wird von LINDNER (1978) als Kennart des Ruppion maritimae geführt. Inwieweit verschiedene Unterarten auf Teilbereiche der ökologischen Spanne, die von der Gesamtart abgedeckt wird, beschränkt bleiben, bedarf noch eingehender Untersuchungen. In den Tümpeln war Z. palustris subsp. pedicellata auch im Süßwasser zu finden. Demzufolge besteht keine eindeutige Bindung dieser Unterart an brackig beeinflußte Standorte (vgl. GÖRS 1977: 105).

Das Zannichellietum palustris wird vom Lemnetum trisulcae und vom Lemnetum gibbae überlagert. Zudem können oft ausgedehnte Algenwatten beobachtet werden, die mit den Beständen des Teichfadens verwoben sind.

In den Tränken der Marsch ist die Assoziation hin und wieder zu finden. In den übrigen Naturräumen tritt sie nur vereinzelt auf.

*

Es folgen eine Reihe von Basalgesellschaften, die aus Verbandskennarten des Potamion aufgebaut sind und zu denen gelegentlich Klassenkennarten hinzutreten. Es sei vorerst dahingestellt, ob sich mehrere dieser Basalgesellschaften etwa aufgrund gleicher oder ähnlicher Lebensstrategien von kennzeichnenden Arten und sich überlappender Standortansprüche zusammenfassen lassen.

7.3.4.3. POTAMOGETON ACUTIFOLIUS-BASALGESELLSCHAFT [POTAMION]
(Basalgesellschaft des Spitzblättrigen Laichkrautes)
Tab. 15, Spalte 4

Das seltene Spitzblättrige Laichkraut findet sich vorwiegend in Gewässerzonen, die zwar periodischen Störungen unterliegen, aber nicht trockenfallen.

Potamogeton acutifolius besiedelt meist basenreiche, meso- bis eutrophe Standorte mit Schlammböden, meidet aber stärker verschmutzte Gewässer (s. HEJNY 1960: 214; CASPAR & KRAUSCH 1980: 123; FRANKE 1987: 45). Als konkurrenzschwache Art bevorzugt sie regelmäßig gestörte Uferzonen. HEJNY (l. cit.) beschreibt das Vorkommen der Art als periodisch mit plötzlicher explosiver Ausbreitung, wobei sie die Wasserfläche dann mit großer Individuenzahl ausfüllen kann. Bei Beschattung beispielsweise durch Schwimmblatt-Arten wird P. acutifolius rasch verdrängt.

Die Potamogeton acutifolius-Basalgesellschaft ist gelegentlich in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae oder dem Lemnetum trisulcae sowie in Durchdringung mit der Potamogeton natans-Basalgesellschaft anzutreffen.

Ein Verbreitungsschwerpunkt dieser Basalgesellschaft scheint in den häufig als Tränke genutzten Mergelkuhlen der Jungmoränenlandschaft zu liegen (vgl. aber CARSTENSEN 1955: 152).

7.3.4.4. POTAMOGETON OBTUSIFOLIUS-BASALGESELLSCHAFT [POTAMION]
(Basalgesellschaft des Stumpfblättrigen Laichkrautes)
Tab. 15, Spalten 5 und 6

In abgezäunten oder zeitweilig ungenutzten Tränken der Geest sowie in

ehemaligen oder extensiv genutzten Tränken und größeren Mergelkuhlen des Östlichen Hügellandes sind hin und wieder Bestände von Potamogeton obtusifolius zu beobachten. Die Art tritt in Vergesellschaftung mit Elodea canadensis auf (Spalte 5). Die Wasserpest kann eine Fazies bilden, in der sie den Gewässerboden teppichartig bedeckt. Nur vereinzelt eingestreute Exemplare des Stumpfblättrigen Laichkrautes ermöglichen die Zuordnung dieser Bestände zur Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft. Häufiger allerdings werden syntaxonomisch einartige Bestände von P. obtusifolius angetroffen (Spalte 6).

Die Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft ist in kalkarmen, meso- bis eutrophen Gewässern mit humosen Schlammböden (Gyttja oder Sapropel) verbreitet und tritt oft massenhaft in extensiv genutzten Fischteichen auf (vgl. CASPAR & KRAUSCH 1980: 124). CARSTENSEN (1955: 168) beschreibt eine Potamogeton obtusifolius-Gesellschaft, die überwiegend in mesotrophen Torfstichen zu finden ist. WIEGLEB (1976: 102) traf die Art auch in phosphatbeeinflußten Gewässern an. In den untersuchten Kleingewässern tritt sie als ausdauernde Pionierart an gestörten, teilweise auch leicht beschatteten Standorten auf (vgl. auch WIEGLEB 1977: 160; CERNOHUS & HUSAK 1986: 145).

> CERNOHUS & HUSAK (l. cit.) ordnen P. acutifolius als Kennart einem Potametum obtusifolii (Sauer 1937) Carst. 1955 zu und weisen auf die ökologische Verwandschaft dieser Assoziation mit dem Elodeetum canadensis Eggler 1933 hin.

Die Basalgesellschaft tritt in Überlagerung mit dem Lemnetum trisulcae und in Durchdringung mit der Potamogeton natans-Basalgesellschaft auf.

Die Fundorte dieser Basalgesellschaft liegen in der Geest und in denjenigen Gebieten des Östlichen Hügellandes, in denen ärmere Böden verbreitet sind.

7.3.4.5. POTAMOGETON PUSILLUS-BASALGESELLSCHAFT [POTAMION]
(Basalgesellschaft des Zwerg-Laichkrautes)
Tab. 15, Spalte 7

Auch Potamogeton pusillus findet sich überwiegend in extensiv gestörten Tränken und jüngeren Kuhlen. Da die oft therophytisch auftretende Art einen ausgeprägten Jahreszyklus mit Abbau der Bestände im Hochsommer aufzeigt, ist sie sicherlich weiter verbreitet als die wenigen Funde vermuten lassen.

Das Zwerg-Laichkraut scheint hinsichtlich seiner hydrochemischen Ansprüche eine weite ökologische Amplitude zu besitzen. Während CASPAR & KRAUSCH (1980: 127; vgl. auch FRANKE 1987: 53) ihr Vorkommen in klaren, mesotrophen, basenreichen Gewässern betonen, schreibt HEJNY (1960: 215) der Art eine größere Affinität zu stark eutrophierten bis hypertrophen Gewässern zu (vgl. auch WIEGLEB 1976: 102).

P. pusillus wird nicht immer eindeutig von P. berchtoldii unterschieden, mit der es leicht zu verwechseln ist (s. RAABE 1987: 482). Aus diesem Grund sind Angaben zur Ökologie beider Arten nur mit Vorbehalt zu verwerten.

Die Potamogeton pusillus-Basalgesellschaft tritt in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae und der Potamogeton natans-Basalgesellschaft auf.

Die wenigen Fundorte dieser Basalgesellschaft liegen auf der Hohen Geest, in den Flußniederungen und im Östlichen Hügelland.

7.3.4.6. POTAMOGETON BERCHTOLDII-BASALGESELLSCHAFT [POTAMION]
(Basalgesellschaft des Berchtold-Laichkrautes)
Tab. 15, Spalten 8 und 9

Die von Potamogeton berchtoldii bestimmte Basalgesellschaft findet sich vor allem in Viehtränken und Neuanlagen, in denen sie zumeist einartige Bestände aufbaut (Spalte 9). In einem Gewässer konnte die Vergesellschaftung der Art mit Elodea canadensis dokumentiert werden (Spalte 8).

Während beispielsweise CASPAR & KRAUSCH (1980: 127) und SCHMIDT (1981: 73) auf die eutrophen, oft abwasserbelasteten Wuchsorte von P. berchtoldii hinweisen und eine gegenüber P. pusillus höhere Verschmutzungstoleranz angeben, fand WIEGLEB (1976: 102) die Art unter nährstoffärmeren Bedingungen als das Zwerg-Laichkraut. Als überwiegend therophytische Pionierart besiedelt sie bevorzugt gestörte Standorte.

Die Potamogeton berchtoldii-Basalgesellschaft tritt in Überlagerung mit Ranunculus aquatilis agg.-Beständen, der Potamogeton natans-Basalgesellschaft sowie dem Glycerietum fluitantis auf.

Diese selten beobachtete Basalgesellschaft ist vor allem in der Hohen Geest anzutreffen.

7.3.4.7. POTAMOGETON PECTINATUS-BASALGESELLSCHAFT [POTAMION]
(Basalgesellschaft des Kamm-Laichkrautes)
Tab. 15, Spalten 10 und 11

Potamogeton pectinatus findet sich sowohl im Flachwasserbereich wie auch in größerer Tiefe unterschiedlich genutzter Kleingewässer. Die Art baut überwiegend artenarme Bestände auf (Spalte 11). Nur gelegentlich beteiligen sich die beiden Klassenkennarten Myriophyllum spicatum und Ceratophyllum demersum an der Gesellschaftsbildung, wobei das Hornkraut auch faziesbildend auftritt (Spalte 10).

Das Kamm-Laichkraut besiedelt in erster Linie nährstoffreiche, insbesondere phosphatreiche sowie hypertrophierte und salzhaltige Gewässer (CARSTENSEN 1955: 164; WIEGLEB 1976: 102; JESCHKE & MÜTHER 1978: 318).

Wie Zannichellia palustris kann auch diese Art bei starker Trübung des Wasserkörpers gedeihen (HEJNY 1960: 217). In der Literatur wird außerdem immer wieder ihre Toleranz gegenüber Verschmutzungen und organischen Belastungen hervorgehoben (etwa von HILBIG 1971a: 21; GÖRS 1977: 106). Vereinzelt wurde die Art auch in mesotrophen bis schwach eutrophierten Gewässern gefunden, so beispielsweise im Bültsee (TK 1524, Hütten) und im Suhrer See (TK 1828, Plön). Diese Beobachtungen bestätigen die Ansicht von WIEGLEB (1981: 230), daß das Kamm-Laichkraut kein guter Indikator für Verschmutzungen sei: erst nach Schädigung der anderen Arten werden die Konkurrenzverhältnisse so verschoben, daß P. pectinatus dominiert.
Neben gestörten und getrübten, meist sehr nährstoffreichen Standorten ist die Art hin und wieder in relativ jungen Gewässern anzutreffen, in denen sie sich als Pionier rasch ausbreiten kann. Auch an zeitweilig trockenfallende Standorte ist dieses Laichkraut gut angepaßt, da es die Trockenphasen mit Hilfe tief im Boden sitzender Rhizomknollen überdauern kann (HEJNY 1960: 218).

P. pectinatus findet sich in Schleswig-Holstein nur in der Unterart pectinatus (MIERWALD 1987: 29). Diese Unterart kann in mehrere Varietäten aufgegliedert werden, die anscheinend verschiedene Standorte bevorzugen (CASPAR & KRAUSCH 1980: 132; MARKGRAF 1981a: 243 ff.; vgl. auch CARSTENSEN 1955: 164, Potamogeton pectinatus var. scoparius-Gesellschaft). Eine Unterscheidung dieser Varietäten wurde im Gelände nicht durchgeführt.

Aufgrund seiner großen ökologischen Amplitude, die eine weite soziologische Streuung bedingt, wird P. pectinatus von einigen Autoren als Klassenkennart angesehen (so etwa von WESTHOFF & DEN HELD 1975 und OBERDORFER 1977). KNAPP & STOFFERS (1962: 120) beschreiben eine Gesellschaft, in der P. pectinatus und P. crispus als Kennarten auftreten. POTT (1980: 42) wertet einartige Bestände von P. pectinatus in seiner Arbeit über die Gewässer der Westfälischen Bucht als Stadien des Potametum lucentis. Andere Autoren ordnen diese Bestände einer eigenen Assoziation zu, dem Potametum pectinati Carstensen 1955 (etwa MERIAUX 1983: 121). Die angetroffenen Bestände werden in der vorliegenden Arbeit in Übereinstimmung mit DIERSSEN et al. (1988) einer Basalgesellschaft des Verbandes zugeordnet.

Die Potamogeton pectinatus-Basalgesellschaft findet sich häufig in Überlagerung mit dem Lemnetum gibbae.

Die Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen als relativ konkurrenzschwacher Störzeiger in teilweise stark verschmutzten Kleingewässern anzutreffen. In getrübten Gewässern wurde sie sicherlich hin und wieder übersehen.

7.3.4.8. POTAMOGETON CRISPUS-BASALGESELLSCHAFT [POTAMION]
(Basalgesellschaft des Krausen Laichkrautes)
Tab. 15, Spalten 12 und 13

Mit Potamogeton crispus findet sich ein weiteres Laichkraut im Wasser junger oder mäßig gestörter Tümpel. Vergesellschaftungen mit Klassenkennarten sind nur selten ausgebildet, wobei Elodea canadensis faziesbildend auftreten kann. Außer der Wasserpest wurde nur Myriophyllum spicatum als weitere bezeichnende Art in dieser Basalgesellschaft angetroffen (Spalte 12).

P. crispus besitzt eine ähnlich weite ökologische Amplitude wie die zuvor genannte Art. Hinsichtlich der Nährstoffverhältnisse besiedelt es meso- bis hypertrophe Standorte (WIEGLEB 1976: 101; ULLMANN & VÄTH 1978: 142; MERIAUX 1978: 128). CERNOHUS & HUSAK (1986: 154) werten die Art in Fließgewässern gar als zuverlässigen Indikator für Verschmutzungen.
Das Krause Laichkraut ist vergleichsweise konkurrenzschwach und verhält sich deutlich hemerophil (vgl. HEJNY 1960: 212). Nach Eingriffsmaßnahmen wie Entkrautungen oder Entlandungen regenerieren sich seine Bestände rasch (CARSTENSEN 1955: 163; vgl. auch FRANKE 1987: 54). Die Art scheint in ihrer Entwicklung einen ausgeprägten Jahreszyklus zu besitzen, der mit dem Abbau der Bestände im Hochsommer weitgehend parallel zu dem der Batrachium-Arten verläuft (vgl. HEJNY l. cit.).

Überlagerungen dieser Basalgesellschaft sind mit der Lemna minor-Basalgesellschaft, den Ranunculus aquatilis agg.-Beständen sowie mit der Potamogeton natans-Basalgesellschaft und der Equisetum fluviatile-Gesellschaft ausgebildet. Im Frühsommer treten häufig Algenwatten in ihren Beständen auf.

Während P. crispus in größeren Weihern und Seen weit verbreitet ist, wurde es in Kleingewässern nur selten beobachtet. Ein Verbreitungsschwerpunkt konnte nicht festgestellt werden.

Zur S y n d y n a m i k des Potamion

In den untersuchten Kleingewässern nehmen die Gesellschaften des Potamion ähnliche Standorte ein wie die Bestände des Ranunculion aquatilis, wobei erstere allerdings die tieferen, nicht trockenfallenden Bereiche bevorzugen. In Neuanlagen können sie sich als therophytische oder perennierende Pioniergesellschaften rasch einstellen, da ihre kleinen schwimmfähigen Diasporen leicht ornithochor verschleppt werden. Die Basalgesellschaften des Verbandes können sich später durch das Hinzutreten von Charakterarten zu Assoziationen entwickeln. Desweiteren treten sie bevorzugt auf Störstellen in Tränken oder entlandeten beziehungsweise entkrauteten Kuhlen auf, in denen sie sich auf vegetationsarmen aber wasserbedeckten Flächen ausbreiten. Nach Beendigung der Störungen werden sie in der Regel mit dem Aufkommen konkurrenzstärkerer Arten verdrängt. In den tieferen Zonen werden sie gewöhnlich von Potamogeton natans-Beständen abgelöst; seltener stellen

sich dagegen Röhrichte ein. Auch von der landwärtigen Seite können Arten aus den Kontaktgesellschaften in die Bestände des Potamion eindringen und diese von ihren Wuchsorten verdrängen. Hierbei spielen vor allem Agrostis stolonifera-Bestände eine bedeutende Rolle (vgl. Syndynamik in 7.3.3.).

Zum I n d i k a t o r w e r t des Potamion

Fast alle der hier beschriebenen Einheiten des Verbandes verhalten sich in Kleingewässern als ausgesprochen ephemere Pioniergesellschaften und müssen als Störzeiger gewertet werden. Relativ stabile Populationen können sich nur unter Bedingungen entwickeln, die für konkurrenzstärkere Arten ungünstig sind:
- periodisch wiederkehrende Störungen (Tritt während der Weideperiode, regelmäßige Entkrautungen oder Entlandungen),
- stark schwankende Wasserstände,
- extreme Nährstoffarmut, die eine flächendeckende Entwicklung von Beständen ausdauernder Arten verhindert,
- Hypertrophierung und ständige Trübung des Gewässers.

In Bezug auf Standort- und insbesondere Nährstoffansprüche können drei Gesellschaftsgruppen unterschieden werden:
- die erste Gruppe meidet stärker verschmutzes Wasser und ist in überwiegend kalkarmen, meso- bis schwach eutrophen Gewässern verbreitet. Sie ist durch die Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft repräsentiert.
- Eine zweite Gruppe von Gesellschaften verhält sich gegenüber Nährstoffkonzentrationen und Kalkgehalten weitgehend indifferent. Sie meiden lediglich hypertrophierte Standorte. Hierzu gehören das Potametum trichoidis, die Basalgesellschaften von P. acutifolius, P. pusillus, P. berchtoldii sowie überleitend zur nächsten Gruppe die Basalgeschaft von P. crispus.
- Die Gesellschaften der dritten Gruppe besitzen durch spezielle Anpassungen (Beschattungstoleranz, Salzresistenz) unter stark eu- bis hypertrophen Bedingungen deutliche Konkurrenzvorteile. Dieser Gruppe sind das Zannichellietum palustris und die Potamogeton pectinatus-Basalgesellschaft zuzurechnen.

An dieser Stelle sei ausdrücklich darauf hingewiesen, daß alle Vegetationseinheiten des Potamion unter verschiedenen hydrochemischen Bedingungen auftreten können. Durch ihre optimale Ausbreitungsstrategie (kleine, leicht von Vögeln verschleppte Diasporen) gelangen sie rasch in viele Gewässer. Finden sie dort konkurrenzarme Flächen vor, so entwickeln sie sich weitgehend unabhängig von den herrschenden hydrochemischen Bedingungen und können sich teilweise sogar lange halten. Der Indikatorwert dieser Gesellschaften ist dadurch hinsichtlich verschiedener Standortparameter stark eingeschränkt.

7.3.5. Basalgesellschaften der POTAMETEA

Die folgenden Vegetationseinheiten werden ausschließlich aus Klassenkennarten der Potametea aufgebaut. Aufgrund unterschiedlicher Auffassungen über die Gliederung der Klasse wird vorläufig auf die Benennung von Ordnungskennarten verzichtet (s. 7.3.).

Tabelle 16: Basalgesellschaften der Potametea

Spalte	1	2	3	4	5	6
Anzahl der Aufnahmen	8	2	2	1	3	1
Mittlere Artenzahl	3	4	1	4	3	4
KCh_1 Elodea canadensis	V^{4-5}	.	.	1^{2b}	.	1^{2b}
KCh_2 Elodea nutallii	.	2^{2b-4}	.	.	.	.
KCh_3 Myriophyllum spicatum	.	.	2^{3-5}	.	.	.
KCh_4 Ceratophyllum demersum	.	2^{1-2b}	.	1^{5}	3^{5}	.
KCh_5 Ceratophyllum submersum	.	.	.	.	.	1^{3}
B Spirodela polyrhiza	III^{1-2b}	2^{2m}	.	1^{2m}	2^{2b-4}	1^{3}
Lemna minor	III^{1-2b}	.	.	1^{2m}	3^{1-2b}	1^{2m}
Lemna gibba	II^{2a-4}	2^{2m}	.	.	1^{1}	.
Eleocharis palustris	II^{3-4}	.	.	.	.	.
Equisetum fluviatile	II^{1}	.	.	.	.	.

Spalte 1: Elodea canadensis-Basalgesellschaft [Potametea], Elodea canadensis-Bestände
Spalte 2: Elodea nutaliii-Basalgesellschaft [Potametea]
Spalte 3: Myriophyllum spicatum-Basalgesellschaft [Potametea], Myriophyllum spicatum-Bestände
Spalte 4: Ceratophyllum demersum-Basalgesellschaft [Potametea]
Spalte 5: Ceratophyllum demersum-Bestände
Spalte 6: Ceratophyllum submersum-Basalgesellschaft [Potametea]

7.3.5.1. ELODEA CANADENSIS-BASALGESELLSCHAFT [POTAMETEA] (Basalgesellschaft der Kanadischen Wasserpest) Tab. 16, Spalte 1

Gelegentlich werden einartige Bestände von Elodea canadensis angetroffen, die bisweilen den Gewässerboden teppichartig überziehen. Sie scheinen klare Gewässer zu bevorzugen, in denen die Nährstoffkonzentrationen während der Vegetationsperiode meist relativ niedrig bleiben.

Der erst nach 1850 in Mitteleuropa eingeschleppte Neophyt findet sich besonders in gestörten, meist mäßig bicarbonatreichen, meso- bis eutrophen Gewässern (WIEGLEB 1976: 98). Bei stärkerer Verschmutzung tritt die Art rasch zurück.
Limose Phasen kann E. canadensis nur kurze Zeit überdauern, da ihre Vegetationssprosse bei starker Sonneneinstrahlung rasch geschädigt werden (vgl. aber CLAUSNITZER 1985: 449). Im Wasser ist die Art mäßig beschattungstolerant. In den Tümpeln, in denen sich beispielsweise produktionskräftige Bestände von P. natans entwickelt haben, findet sich E. canadensis oft nur in gestörten Randbereichen. In stark getrübten Gewässern lösen sich ihre Bestände in Einzelexemplare auf, die in den Randzonen dicht unter der Wasseroberfläche kümmern. Unter günstigeren Bedingungen, wie sie in abgezäunten Weidetränken und flachen Ackertümpeln (ehemaligen Tränken oder Mergelkuhlen) herrschen, kann die Kanadische Wasserpest den gesamten Wasserkörper ausfüllen und so die Ansiedlung potentieller Konkurrenten wie P. natans verhindern.
Durch ihre hohe Produktivität können die Pflanzen dem Wasser die Nährstoffe soweit entziehen, daß die Nährstoffkonzentration für die weitere Produktion sowohl der Wasserpest wie auch für andere Arten unter ein limitierendes Minimum sinkt. Dies mag der Grund für das Zurücktreten der Lemnetea-Arten in Elodea-reichen Gewässern sein, da die Pleustophyten ihren Nährstoffbedarf ausschließlich aus dem Wasserkörper entnehmen können.

Gelegentlich werden Dominanzbestände von E. canadensis als eigene Assoziation angesehen (vgl. HILBIG 1971a; PASSARGE 1978b; REICHHOFF 1978; SCHMIDT 1981: Elodeetum canadensis Pign. 53; CERNOHUS & HUSAK 1986: Elodeetum canadensis Eggler 1933). POTT (1980: 42) wertet Bestände der Art als Stadien des Potametum lucentis.

Die Elodea canadensis-Basalgesellschaft wird hin und wieder vom Lemnetum gibbae, Lemno-Spirodeletum polyrhizae oder Lemnetum trisulcae überlagert; häufiger aber fehlen diese Assoziationen den Siedlungsgewässern von E. canadensis. In Durchdringung findet sich die Basalgesellschaft unter anderem mit der Eleocharis palustris-Gesellschaft.

Die Elodea canadensis-Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen anzutreffen. Ihre Verbreitungsschwerpunkte liegen in extensiv genutzten, zumeist eingezäunten Weidetränken und ehemaligen Mergelkuhlen der Geest sowie in klaren, weitgehend ungestörten Gewässern sandiger Bereiche des Östlichen Hügellandes.

7.3.5.2. ELODEA NUTALLII-BASALGESELLSCHAFT [POTAMETEA]
(Basalgesellschaft der Nutallii-Wasserpest)
Tab. 16, Spalte 2

In einem Altwasser der Pinnau (2324-01) wurde der aus Nordamerika eingeschleppte Neophyt Elodea nutallii gefunden. Er wächst dort mit Ceratophyllum demersum vergesellschaftet im flachen Wasser über einer mächtigen Sapropelschicht.

E. nutallii besiedelt nach WOLFF (1980: 42 f.) meso- bis hypertrophe Gewässer, wobei ihr mineralreiche, mäßig belastete Fließgewässer anscheinend optimale Entwicklungsbedingungen bieten (vgl. auch DE LANGE 1972: 65; VÖGE 1984: 252). Sie verträgt stärkere Verschmutzungen als E. canadensis und kann auch in stark getrübtem Wasser überdauern. In nährstoffreichen Gewässern ist sie aufgrund ihrer Konkurrenzkraft E. canadensis überlegen und kann diese von ihren Wuchsorten verdrängen (WOLFF l. cit.).

Die bisher durchgeführten Untersuchungen ergaben, daß die Art innerhalb der Potametea eine weite soziologische Amplitude besitzt (vgl. MERIAUX & GEHU 1980: 122). Aus diesem Grunde wird sie von MERIAUX (1983a: 121) als Ordnungskennart der Potametalia geführt.

An ihrem einzigen Fundort wird die Basalgesellschaft vom Lemno-Spirodeletum polyrhizae überlagert.

Die Art, die sich in den letzten Jahrzehnten mehr oder weniger unbemerkt in weiten Teilen Europas ausgebreitet hat (Zusammenstellung der Fundorte bei WOLFF op. cit.), ist erst vor wenigen Jahren auch in Schleswig-Holstein beobachtet worden (s. VÖGE op. cit.; HERR 1985). Auf weitere Vorkommen in Kleingewässern ist zu achten.

7.3.5.3. MYRIOPHYLLUM SPICATUM-BASALGESELLSCHAFT [POTAMETEA]
(Basalgesellschaft des Ähren-Tausendblattes)
Tab. 16, Spalte 3

Bestände von Myriophyllum spicatum wurden in Kleingewässern nur selten angetroffen. Wahrscheinlich hat eine zufällige Erstbesiedlung zur Entwicklung dieser syntaxonomisch einartigen Massenbestände geführt.

M. spicatum besiedelt vornehmlich nährstoffreiche, seltener auch nährstoffarme, meist aber kalkreiche Gewässer (CASPAR & KRAUSCH 1981: 666). Nach HEJNY (1960: 135) kommt die Art auch an biotisch beeinflußten Standorten vor (vgl. auch CERNOHUS & HUSAK 1986: 154). Sie kann Trockenphasen unbeschadet überdauern und findet sich deshalb auch auf wechselnassen Ufern.

Die Myriophyllum spicatum-Basalgesellschaft wurde nur in der Marsch und im Östlichen Hügelland gefunden.

7.3.5.4. CERATOPHYLLUM DEMERSUM-BASALGESELLSCHAFT [POTAMETEA]
(Basalgesellschaft des Gemeinen Hornkrautes)
Tab. 16, Spalten 4 und 5

In Viehtränken, Drainkuhlen und ehemaligen Mergelkuhlen entwickeln sich gelegentlich dichte Bestände von Ceratophyllum demersum, die flutend oder in der obersten Bodenschicht verankert den gesamten Wasserkörper flacher Tümpel ausfüllen können (Spalte 5). Eine Vergesellschaftung dieser Art mit Elodea canadensis ist in Spalte 4 dokumentiert.

C. demersum findet seine optimalen Wachstumsbedingungen in mäßig bis stark eutrophierten, oft etwas verschmutzten Gewässern (HILBIG 1971a: 15; WESTHOFF & DEN HELD 1975: 53; WIEGLEB 1976: 98; POTT 1980: 52). Es siedelt über einer meist mächtigen Faulschlammschicht, zu deren Erhöhung das Hornkraut durch die eigene Produktion erheblich beiträgt (WEBER-OLDECOP 1969: 43; GÖRS 1977: 107; REICHHOFF 1978: 435). Trockenphasen kann die Art im feuchten Schlamm längere Zeit überdauern. Gegenüber Beschattung ist sie relativ tolerant. Die ausgeprägte Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung durch Zerbrechen der Sprosse oder Turionenbildung fördert ihre rasche Ausbreitung in einem neuen Siedlungsgewässer, woduch sie gegenüber vielen Arten einen starken Konkurrenzvorteil besitzt (vgl. HEJNY 1960: 68; WEBER-OLDECOP l. cit.).

Bestände, die von C. demersum dominiert werden, sind in der Literatur oft als selbständige Assoziation oder als Gesellschaft mit unterschiedlicher synsystematischer Zuordnung beschrieben worden. So fassen beispielsweise DEN HARTOG & SEGAL (1964) solche Bestände aufgrund der vorherrschenden Wuchsform (Ceratophyllide) mit weiteren Arten gleicher Wuchsform in einem Verband Ceratophyllion zusammen und stellen diesen innerhalb der Ordnung Ceratophylletalia in eine selbständige Klasse Ceratophylletea. Aufgrund ihrer Vergesellschaftung mit Wasserlinsen werden sie unter anderem von PASSARGE (1978b) als Ceratophylletum demersi (Soó 27) Hild 56 im Ceratophyllion den Lemnetea angeschlossen. HILBIG (1971a) stellt sein Ceratophylletum demersi Hild 56, wie auch CERNOHUS & HUSAK (1986) ihr Ceratophylletum demersi (Soó 28) Eggler 33 in das Hydrocharition, das sie den Lemnetea zurechnen (vgl. auch JESCHKE & MÜTHER 1978: Hydrocharito-Lemnetea). Wieder andere Autoren ordnen diese Bestände - als Gesellschaft oder Assoziation - den Potametea zu (so etwa WEBER-OLDECOP 1970; WESTHOFF & DEN HELD 1975; GÖRS 1977; MERIAUX 1978). REICHHOFF (1978: 435), der das Ceratophylletum demersi Hild 56 in ein Eu-Potamion (W. Koch 26) Oberd. 57 stellt, weist darauf hin, daß Bestände von C. demersum gleichzeitig auch als Initialstadien von Nymphaeion-Gesellschaften zu betrachten sind. POTT (1980: 51) wiederum wertet diese als Degradationsstadien der Seerosen-Gesellschaften. Diese bei weitem nicht vollständige Aufzählung zeigt, daß die Ansprache einartiger Bestände von C. demersum als Basalgesellschaft der Klasse vorerst die beste Lösung zu sein scheint.

Die Ceratophyllum demersum-Basalgesellschaft wird oft vom Lemno-Spirodeletum polyrhizae überlagert.

Diese Basalgesellschaft ist in den meisten Naturräumen zu finden. Sie scheint die schlammreichen Kleingewässer der Marsch sowie der Niedermoorgebiete zu bevorzugen.

7.3.5.5. CERATOPHYLLUM SUBMERSUM-BASALGESELLSCHAFT [POTAMETEA] (Basalgesellschaft des Zarten Hornkrautes) Tab. 16, Spalte 6

Ceratophyllum submersum konnte nur in einer Viehtränke (1727-04) im Eider-Moränengebiet nachgewiesen werden.

In den letzten Jahrzehnten hat sich C. submersum im Bereich seiner nordöstlichen Arealgrenze, die durch das benachbarte Mecklenburg verläuft, in flachen, leicht erwärmbaren Kleingewässern ausgebreitet, was laut PIETSCH (1985: 102) durch die zunehmende Anwendung mineralischen Düngers gefördert worden ist (vgl. auch WEBER-OLDECOP 1969: 44). Während REICHHOFF (1978: 435) die Standorte der Art als eher mesotroph charakterisiert, weisen unter anderem POTT (1980: 52) und STARFINGER (1985: 85) auf den anthropogen stark belasteten, eu- bis hypertrophen Charakter ihrer Lebensräume hin. Auch die von PIETSCH (1985: 104) in Mittel- und Südosteuropa untersuchten Standorte waren ganzjährig alkalisch sowie nährstoff- und bicarbonatreich.

Dominanzbestände dieser Art werden gelegentlich als Ceratophylletum submersi Den Hartog 64 bezeichnet und ähnlich den Beständen von C. demersum synsystematisch unterschiedlich eingeordnet (s. etwa PASSARGE 1978b; PIETSCH 1985: 103).

Die Ceratophyllum submersum-Basalgesellschaft wurde in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae angetroffen.

In Schleswig-Holstein scheint C. submersum vor allem in Küstennähe verbreitet zu sein (vgl. RAABE 1987: 133). Auf weitere Vorkommen dieser Art, die nicht immer leicht von Kümmerformen des C. demersum zu unterscheiden ist, sollte künftig geachtet werden.

Zur S y n d y n a m i k der Potametea-Basalgesellschaften

Die Basalgesellschaften der Klasse bauen in flachen, mehr oder weniger nährstoffreichen Kleingewässern häufig derart dichte und produktionskräftige Bestände auf, daß eine dem Standortpotential entsprechende Weiterentwicklung dieser Gesellschaften zu artenreichen Einheiten und schließlich zu definierten Assoziationen der Klasse unterbleibt. Nur der Potamogeton natans-Basalgesellschaft gelingt es gelegentlich, sich später in diesen Gewässern zu etablieren und zur Dominanz zu gelangen.

Die produktionskräftigen Bestände insbesondere von Ceratophyllum demersum tragen zur raschen Verlandung bei. Nach Auflandung des Gewässerbodens können sich in ungestörten Tümpeln Phragmition-Arten mit Hilfe ihrer Rhizome zur Gewässermitte hin ausbreiten. Gegebenenfalls kann auch Agrostis stolonifera mit seinen Stolonen dichte Bestände der Potametea-Arten überwachsen, wenn diese den Wasserkörper vollständig ausfüllen.

Zum I n d i k a t o r w e r t der Potametea-Basalgesellschaften

Alle Klassenkennarten der Potametea zeichnen sich durch eine große ökologische Plastizität aus, was ihren Indikatorwert beträchtlich einschränkt. Einige Präferenzen sind trotzdem erkennbar:
- Die Elodea canadensis-Basalgesellschaft ist überwiegend in kalkärmeren, meso- bis eutrophen Gewässern verbreitet und bevorzugt anscheinend sandige bis sandig-schlammige Substrate. Nur selten findet sie sich in kalkreichen, eu- bis hypertrophen Gewässern.
- Die Ceratophyllum demersum-Basalgesellschaft bevorzugt eu- bis hypertrophe Tümpel mit mächtiger Sapropelschicht.

Von den Basalgesellschaften von Elodea nutallii, Myriophyllum spicatum und Ceratophyllum submersum liegen nur wenige Funde aus eutrophen Gewässern vor. Über ihr ökologisches Verhalten in Kleingewässern können keine Aussagen getroffen werden.

7.4. LITTORELLETEA UNIFLORAE Br.-Bl. & Tx 43
LITTORELLETALIA UNIFLORAE Koch 26

Die von DIERSSEN (1975) in einem Prodromus bearbeiteten Littorelletea setzen sich in Mittel- und Nordeuropa aus einer Ordnung mit mehreren Verbänden zusammen, in denen niedrigwüchsige, produktionsschwache Ufergesellschaften vereinigt werden. Eine abweichende Gliederung der Klasse findet sich unter anderem bei PIETSCH (1977).

7.4.1. HYDROCOTYLO-BALDELLION (Vanden Berghen 64) Tx & Dierssen 72

In diesem Verband werden Gesellschaften zusammengefaßt, die von konkurrenzschwachen Amphiphyten aufgebaut werden und wechselnasse Uferzonen oligo- bis mesotropher Gewässer besiedeln (DIERSSEN 1975: 62).

7.4.1.1. APIUM INUNDATUM-BASALGESELLSCHAFT [HYDROCOTYLO-BALDELLION]
(Basalgesellschaft des Untergetauchten Sellerie)
Tab. 17, Spalten 1 und 2

Am Rande von Tränken und Mergelkuhlen, an denen sich trotz extensiver Nutzung keine geschlossenen Röhrichte oder Flutrasen entwickelt haben, können gelegentlich niedrigwüchsige Bestände von Apium inundatum beobachtet werden. Meist bildet der Untergetauchte Sellerie dichte, artenarme Rasen, die auf trockengefallenen Uferstreifen wachsen oder im Wasser fluten (Spalte 2). Nur selten dringt Hydrocotyle vulgaris, eine Differentialart des Verbandes, mit Hilfe langer, manchmal flutender Ausläufer aus höher gelegenen Kontaktgesellschaften in die Apium-Bestände ein (Spalte 1).

A. inundatum wird als urwüchsig in feuchten Dünentälern der Nordseeinseln angesehen, gedeiht aber auch auf feuchten, sandig-humosen Uferböden mehr oder weniger nährstoffarmer Gewässer wie beispielsweise

Tabelle 17: Hydrocotylo-Baldellion

Spalte		1	2
Anzahl der Aufnahmen		7	18
Mittlere Artenzahl		10	6
VCh	Apium inundatum	V$^{1-4}$	V$^{1-5}$
$V_{diff.}$	Hydrocotyle vulgaris	V$^{1-4}$	.
B	Eleocharis palustris	IV^{1-2b}	IV$^{1-5}$
	Glyceria fluitans	IV^{+-2a}	III^{+-4}
	Agrostis stolonifera	IV^{r-2a}	I^{1-2a}
	Alisma plantago-aquatica	III^{r-2b}	II^{r-2b}
	Myosotis laxa	III^{+-1}	II^{r-1}
	Juncus articulatus	III^{1}	.
	Ranunculus aquatilis agg.	II^{1-2m}	II^{1-2a}
	Galium palustre agg.	II^{r-1}	II^{+-1}
	Bidens tripartita	II^{+-1}	II^{r-2b}
	Sparganium emersum	II^{1-2a}	I^{2a-2b}
	Hottonia palustris	II^{1}	I^{1}
	Lemna trisulca	II^{1-2m}	+^{2b}
	Sparganium erectum	II^{2a-2b}	.
	Equisetum fluviatile	II^{1}	.
	Juncus bufonius	II^{+-1}	.
	Lemna minor	I^{1}	II^{+-2b}
	Spirodela polyrhiza	.	II$^{1-4}$
	Ranunculus repens	.	II^{+-1}
	Carex rostrata	.	I^{2a-5}

Spalte 1: Apium inundatum-Basalgesellschaft [Hydrocotylo-Baldellion]
Spalte 2: Apium inundatum-Bestände

extensiv genutzter Fischteiche und Viehtränken (RAABE 1987: 292). Er gehört zu den wenigen Littorelletea-Arten, die auch bei höheren Nährstoffgehalten vorkommen können (vgl. SCHOOF-VAN PELT 1973: 158).
Die terrestrischen Bestände der Art, die niedrige, konkurrenzschwache Rasen bilden, gelangen regelmäßig zur Blüte. Die submers flutende Wasserform blüht nur selten, zeichnet sich aber durch hohe Wuchskraft aus (HEGI 1965: 1153). A. inundatum überwintert als Same oder in der submersen Wuchsform unter Eis. Eine gewisse Unstetigkeit im Auftreten und in der Ausdehnung der Bestände soll auch für die anthropogen wenig beeinflußten Standorte charakteristisch sein (vgl. HEGI 1965: 1154).

Möglicherweise werden diese Abundanzschwankungen durch unterschiedlich starke Eisgänge in verschiedenen Wintern bedingt.
In ihrem schleswig-holsteinischen Hauptverbreitungsgebiet ist die Art in der Lage, neuangelegte Gewässer rasch zu besiedeln, da ihre kleinen Diasporen leicht durch Vögel verschleppt werden.

In der Lecker Geest, in der in manchen Gebieten geringmächtige Sanddecken mergelhaltige Schichten überlagern, tritt die Art vornehmlich in ehemaligen Mergelkuhlen auf, die heute periodisch als offene Viehtränken genutzt werden. Die Bewirtschaftung der umliegenden Flächen unterliegt in der Regel einem mehrjährigen Wechsel zwischen Acker- und Weidenutzung, wobei letztere häufig als Nachweide auf Ackergras-Ansaaten erfolgt. Während der Beweidungsphase ist A. inundatum zumeist nur in kleinen, lückig ausgebildeten Beständen am vertretenen Ufer zu finden. Zu Beginn der Ackerphase breiten sich diese Bestände rasch aus und besiedeln in erster Linie jene Zone, die sich zwischen den Linien des winterlichen Wasserhochstandes und des sommerlichen Wassertiefstandes erstreckt.

A. inundatum wird von DIERSSEN (1975: 93) als allenfalls schwache Kennart einer Littorella uniflora-Apium inundatum-Gesellschaft innerhalb des Hydrocotylo-Baldellion gewertet. Da die Art nach DIERSSEN (1975: Klassenübersichtstabelle) ihren Schwerpunkt eindeutig in diesem Verband besitzt, sollen die angetroffenen Bestände vorläufig als Basalgesellschaft des Verbandes aufgefaßt werden.

Die Basalgesellschaft von A. inundatum ist in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae, dem Lemnetum trisulcae, den Ranunculus aquatilis agg.-Beständen und dem Bidenti-Polygonetum hydropiperis anzutreffen. Durchdringungen sind unter anderem mit den Basalgesellschaften von Potamogeton natans und Elodea canadensis, mit dem Glycerietum fluitantis, dem Sagittario-Sparganietum erecti, der Eleocharis palustris-Gesellschaft, dem Caricetum rostratae sowie mit der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ausgebildet.

Die Basalgesellschaft bleibt weitgehend auf die Kleingewässer der Geestbereiche Nordfrieslands beschränkt. Nur vereinzelt konnte sie auch in anderen Naturräumen angetroffen werden, in denen A. inundatum auf nährstoffarme, relativ junge Gewässer beschränkt zu bleiben scheint.

Zur S y n d y n a m i k des Hydrocotylo-Baldellion

Die Apium inundatum-Basalgesellschaft zählt zu den konkurrenzschwachen Vegetationstypen früher Sukzessionsstadien, die sich unter relativ nährstoffarmen Bedingungen über längere Zeiträume etablieren können. Düngereinwaschungen oder Fäkalieneintrag fördern die Ausbreitung produktionskräftiger Folgegesellschaften, die die kleinwüchsige, lichtliebende Art verdrängen.
Unterbleibt eine allochtone Eutrophierung, so wird die Apium inundatum-Basalgesellschaft im Laufe der Sukzession durch Einheiten des

Caricion lasiocarpae, insbesondere vom Caricetum rostratae, oder des Caricion nigrae abgelöst. Duch einen allochtonen Nährstoffeintrag wird das Aufkommen von Phragmitetea-Arten gefördert. In periodisch genutzten Weidetränken dringen Kleinröhrichte wie die Eleocharis palustris-Gesellschaft oder das Glycerietum fluitantis auf die Wuchsorte des Kleinen Selleries vor. In Ackertümpeln kann A. inundatum von verschiedenen Ausbildungen des Schoenoplecto-Phragmitetum australis verdrängt werden. Unterbleibt die Ansiedlung von Röhrichtarten, so bilden sich oft geschlossene Flutrasen-Decken, die A. inundatum jegliche Keimungs- und Entwicklungsmöglichkeiten nehmen.

Zum I n d i k a t o r w e r t des Hydrocotylo-Baldellion

Die Apium inundatum-Basalgesellschaft kennzeichnet sandige bis sandig-schluffige Uferzonen oligo- bis mesotropher Gewässer mit schwankenden Wasserständen.
Nach Verschleppung der Diasporen stellen sich kleine Populationen von A. inundatum hin und wieder auch spontan auf gestörten Uferstreifen mäßig eutrophierter Gewässer ein, auf denen die Art mittelfristig keine Überlebenschancen besitzt, da sie rasch von eutraphenten Arten verdrängt wird.

7.5. BIDENTETEA TRIPARTITAE Tx & al. ap. Tx 50
BIDENTETALIA TRIPARTITAE Br.-Bl. & Tx 43

Die Klasse Bidentetea, die von TÜXEN (1979a) für Nordwestdeutschland monographisch bearbeitet wurde, umfaßt in ihrer in Mitteleuropa einzigen Ordnung Bidentetalia ephemere, nitrophytische Pioniergesellschaften periodisch trockenfallender Sand- und Schlammufer. Diese werden von konkurrenzschwachen sommer- oder winterannuellen Arten aufgebaut, die sich unter anderem durch spezielle Keimungsbedingungen, Lichtbedürftigkeit, zumeist spätsommerliches Entwicklungsoptimum und hohe Samenproduktion auszeichnen (TÜXEN op. cit.). Sie können als halbruderale, von Mensch und Tier stark geförderte Gesellschaften bezeichnet werden (vgl. BURCKHARD & BURGSDORF 1966: 26).

Ihre volle Keimungsfähigkeit erlangen die meisten der am Gesellschaftsaufbau beteiligten Arten auf wassergesättigten Böden ohne Wasserbedeckung, also in der limosen Phase, wenn bei sinkendem Wasserstand Temperatur und Sauerstoffgehalte ansteigen und die Reduktionsprozesse im Sapropel in Oxidationsreaktionen umschlagen (SCHMIDT 1981: 92). Optimale Entwicklungsbedingungen finden sie bei langanhaltender limoser Phase. Gegenüber Austrocknungen des Bodens oder Überflutungen reagieren einzelne Arten mit unterschiedlicher Toleranz.

Da es aufgrund jährlicher Wasserstandsschwankungen an einigen naturnahen Standorten der Zweizahn-Fluren durch periodische Vernichtung ausdauernder Vegetationseinheiten zu keiner gerichteten Sukzession

Tabelle 18: Bidentetea tripartitae

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Anzahl der Aufnahmen		8	1	3	5	2	2	4	2	3	10	1
Mittlere Artenzahl		11	12	9	10	6	10	9	9	10	6	4
Ch_1	Polygonum hydropiper	V+-4	1^4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Bidens tripartita	V1-4	.	3^3	1^1	.	1^1	.	1^+	.	.	.
Ch_2	Ranunculus sceleratus	.	.	.	V1-4	2^{3-4}	1^+	.	.	.	.	.
Ch_3	Rumex maritimus	.	.	.	.	.	2^{2a-3}	4^{2a-5}	.	.	.	.
Ch_4	Alopecurus aequalis	.	.	.	.	.	.	.	2^{4-5}	3^{3-4}	.	.
VCh_5	Bidens cernua	III2a-4	.	.	III2b-4	.	1^{2a}	.	1^1	.	V4-5	.
KCh_6	Rorippa palustris	II^1	.	.	1^{2b}	.	.	.	.	.	.	1^3
V	Polygonum mite	1^+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
B	Glyceria fluitans	IV1-3	.	2^+	III1-2b	1^r	2^{1-2a}	.	2^{r-1}	2^{1-4}	I^{1-2b}	1^4
	Agrostis stolonifera	II^{2a}	1^1	2^{2m-2a}	II^{2b}	.	2^{2a-4}	.	.	.	III1-3	.
	Oenanthe aquatica	.	.	1^3	II+-3	.	1^{2b}	3^{+-4}	2^{+-1}	3^{1-2a}	$+^{2a}$	.
	Lemna minor	1^1	.	.	II^{2m}	2^{2m-4}	1^{2b}	.	.	1^{2m}	II^{1-2a}	.
	Urtica dioica	.	1^1	.	1^+	.	.	2^{+-1}	.	3^{r-1}	1^{+-1}	.
	Lycopus europaeus	II^{+-1}	.	.	II+-1	.	.	2^{+-2a}	1^r	1^+	.	.
	Alopecurus geniculatus	III1-2m	.	1^+	1^1	1^+	1^1	.	.	.	.	.
	Ranunculus aquatilis agg.	II+-2m	.	.	II+-2a	.	.	.	2^1	1^+	$+^{2m}$	.
	Eleocharis palustris	1^1	.	1^1	.	.	.	.	1^{2a}	.	II^{1-2b}	.
	Gnaphalium uliginosum	II^{1-3}	1^1	2^{+-3}	1^+	.	.	.	1^+	.	.	.
	Juncus effusus	II^{r-1}	1^{2m}	1^+	1^+	.	.	.	.	1^r	$+^+$	.
	Poa trivialis	III1-2m	.	1^+	1^1	.	.	.	.	1^+	.	1^{2m}
	Polygonum persicaria	II^1	1^1	.	1^+	.	.	1^+	.	.	.	.
	Polygonum lapathifolium	III1-2a	.	.	.	1^1	.	2^{1a}	.	.	.	.
	Spirodela polyrhiza	1^+	.	.	1^{2m}	.	.	.	.	.	II^{1-2m}	.
	Myosotis scorpioides	.	.	.	1^{2b}	.	.	.	2^{r-1}	2^{r-+}	.	.
	Cirsium arvense	1^+	1^1	.	II^{r-+}	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus repens	II^{2a}	.	.	1^+	.	.	.	.	1^+	.	.
	Galium palustre agg.	1^1	.	.	1^1	.	.	.	.	2^1	.	.
	Lemna gibba	.	.	.	III1-2m	1^3	1^{2a}	.	.	.	.	.
	Polygonum aviculare agg.	.	.	2^+	.	1^+	.	.	.	.	.	.
	Juncus bufonius	.	.	2^{+-2b}	.	1^1	1^+	.	.	.	.	.
	Chenopodium polyspermum	III1-2b	1^{2b}	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Stellaria media	II+-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potentilla anserina	II^{2a}	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ricciella fluitans	III1-2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Agrostis gigantea	II^1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Chenopodium rubrum	.	.	.	.	.	.	3^{+-1}	.	.	.	.
	Tripleurospermum inodorum	.	.	.	.	.	.	2^{1-2b}	.	.	.	.
	Phalaris arundinacea	.	.	.	.	.	.	2^1	.	.	.	.
	Rumex obtusifolius	.	.	.	.	.	.	2^{+-2b}	.	.	.	.

Spalte 1: Bidenti-Polygonetum hydropiperis
Spalte 2: Polygonum hydropiper-Bestand
Spalte 3: Bidens tripartita-Bestände
Spalte 4: Ranunculetum scelerati
Spalte 5: Ranunculus sceleratus-Bestände
Spalte 6: Bidenti-Rumicetum maritimi
Spalte 7: Rumex maritimus-Bestände
Spalte 8: Alopecuretum aequalis
Spalte 9: Alopecurus aequalis-Bestände
Spalte 10: Bidens cernua-Basalgesellschaft [Bidention tripartitae], Bidens cernua-Bestände
Spalte 11: Rorippa palustris-Basalgesellschaft [Bidentetea], Rorippa palustris-Bestand

kommt, bezeichnet TÜXEN (1975: 28) sie als Dauer-Pioniergesellschaften. Die Anwendung dieses Begriffes mag bei extremen Wasserstandsschwankungen beispielsweise an Flußufern berechtigt sein, in Kleingewässern bedarf es aber grundsätzlich anders gearteter, exogener Störungen wie Tritt oder Entkrautungen, um die Etablierung von Folgegesellschaften zu verhindern. Nur unter extrem hypertrophen Bedingungen (beispielsweise bei direkter Einleitung von Jauche oder Silage-Sickerwässern) kann die Besiedlung trockenfallender, schwefelwasserstoffre_cher Schlammflächen durch konkurrenzstärkere Vegetationseinheiten auch ohne mechanische Eingriffe unterbleiben.

7.5.1. BIDENTION TRIPARTITAE Nordhagen 40

Die Wuchsorte der Gesellschaften des Bidention beschränken sich weitgehend auf tonig-schluffige oder humose Uferstreifen, die im Sommer trockenfallen. Gelegentlich finden sie sich auch auf höheren Uferpartien, die nicht mehr vom winterlichen Hochwasser überspült werden, auf denen es aber infolge von Bodenverdichtung zur Staunässebildung kommt. Ein Ausnahme stellen Bidens cernua-Bestände dar, die ihr Entwicklungsoptimum auf dichten, schwimmenden Flutrasen besitzen (s. 7.5.1.5.).

Die angetroffenen Gesellschaften sind aufgrund von Isolation und Kleinräumigkeit ihrer Wuchsorte oft nur fragmentarisch ausgebildet. Auch syntaxonomisch einartige Bestände sind nicht selten.
Charakteristisch für den Verband sind die Komplexbildungen der Gesellschaften mit anderen Vegetationseinheiten, die gelegentlich als Subassoziationen aufgefaßt werden (vgl. TÜXEN 1979a: 74). So können beispielsweise Bidention-Bestände in lückige Röhrichte eindringen oder sich in solchen Flutrasen entwickeln, die durch Tritt gestört werden. Trockengefallene Uferbereiche, auf denen Arten des Bidention keimen und sich zu Gesellschaften zusammenschließen, werden gleichzeitig durch Kriechhemikryptophyten aus dem Uferbereich besiedelt, die als Invasionspioniere mit Hilfe von Stolonen einwandern (vgl. WEBER 1978: 33; TÜXEN 1979a: 7). Letztere werden in der Regel durch den herbstlichen Wasseranstieg vernichtet, so daß sie sich nicht dauerhaft ansiedeln können. Dadurch kann sich diese Entwicklung im nächsten Jahr von neuem wiederholen. Neben Kriechinvasionen kommt es auf den trockenfallenden Flächen regelmäßig zu Simultanbesiedlungen (TÜXEN 1979a: 88), bei denen sich gleichzeitig Arten unterschiedlicher soziologischer Zugehörigkeit einstellen (vgl. 6.1.2.). Sehr häufig ist das simultane Auftreten von Arten der Bidentetea und Nano-Juncetea zu beobachten. Zusätzlich keimen Samen von Arten, die aus der Kontaktzone oder den umgebenden Flächen stammen und beispielsweise den Klassen Stellarietea mediae, Molinio-Arrhenatheretea oder Artemisietea angehören. Die Vegetationsaufnahmen des Bidention zeichnen sich demzufolge durch relativ hohe Artenzahlen aus, die durch das Auftreten vieler, mehr oder weniger zufälliger Begleiter bedingt sind.

7.5.1.1. BIDENTI-POLYGONETUM HYDROPIPERIS Koch 26 emend. Lohm. ap. Tx 50
(Pfefferknöterich-Zweizahn-Gesellschaft)
Tab. 18, Spalten 1 bis 3

Im Uferbereich mehr oder minder regelmäßig gestörter Kleingewässer treten im Hochsommer oft dichte, bis zu 50 cm hohe Bestände einer Zweizahn-Flur auf, die mit wechselnden Artmächtigkeiten durch Polygonum hydropiper und Bidens tripartita gekennzeichnet wird. In der Regel werden beide Arten in Vergesellschaftung miteinander vorgefunden (Spalte 1). Nicht selten sind Faziesbildungen zu beobachten, an denen insbesondere B. cernua mit hohen Deckungen beteiligt ist. Artenreiche Bestände finden sich an solchen Viehtränken, deren Ufer seit dem vorjährigen Herbst nicht mehr betreten worden sind. Bestände von P. hydropiper werden der Assoziation als verarmte Ausbildung zugeordnet (Spalte 2). Auch Bestände von B. tripartita werden in dieser Arbeit der Assoziation zugeordnet (Spalte 3; vgl. STRIJBOSCH 1976: Tab. 9; PHILIPPI 1984: Tab. 2).

Als schwache Charakterart des Bidenti-Polygonetum hydropiperis kann allenfalls Polygonum hydropiper gewertet werden; Bidens tripartita besitzt hier nur einen schwach ausgeprägten Schwerpunkt (vgl. TÜXEN 1979a: 62; OBERDORFER 1983: 120). Aufgrund der weiten soziologischen Amplitude dieser Art könnten ihre Bestände auch als Basalgesellschaft der Ordnung aufgefaßt werden.

Die lichtbedürftigen, leicht nitrophilen Bestände der Assoziation besitzen hinsichtlich bodenchemischer Parameter eine weite ökologische Spanne. Bevorzugt werden anlehmige Substrate besiedelt. Auch stickstoffreiche Tone, Sande und Niedermoortorfe werden nicht gemieden (TÜXEN 1979a: 68). Beide kennzeichnenden Arten können in lückige Kontaktgesellschaften eindringen. Während B. tripartita eine geringe Toleranzschwelle gegen Beschattung durch höherwüchsige Arten zeigt, tritt P. hydropiper unter Ausbildung von syntaxonomisch einartigen Beständen auch bei stärkerer Beschattung auf (TÜXEN l. cit.).
Die Verbreitung der am Gesellschaftsaufbau beteiligten Arten erfolgt vornehmlich durch Epizoochorie, wobei die mit Widerhaken besetzten Achänen der Bidens-Arten deutliche Vorteile besitzen. Das Auftreten und die Ausdehnung der Bestände sind nicht nur von der Diasporenausbreitung, sondern zum großen Teil auch vom Wasserstand im Frühjahr und Frühsommer abhängig, da eine Keimung der Arten ausschließlich während der limosen Phase erfolgt (LHOTSKA 1968: 93; WAGENITZ 1979: 223). Durch die Entwicklung eines tiefreichenden Wurzelsystems sind P. hydropiper und B. tripartita auch an später stärker absinkenden Wasserständen angepaßt (vgl. HEJNY 1960: 173).
Der phänologische Höhepunkt dieser Assoziation liegt im Hochsommer. Danach sterben die Pflanzen rasch ab und werden vollständig zersetzt. Da die Samen der Bidens-Arten zur Keimung eine Ruhephase benötigen (LHOTSKA 1968: 92), kann sich keine zweite Generation im Jahr entwickeln.

Das Bidenti-Polygonetum hydropiperis wird durch eine Kombination von Arten charakterisiert, die nicht streng an diese Assoziation gebunden sind, sondern hier nur ihren Schwerpunkt des Auftretens besitzen (s.o.). Aus diesem Grund wird die Assoziation auch als "Zentralassoziation" des Verbandes bezeichnet. Nomenklatur und Abgrenzung der Gesellschaft weichen bei einzelnen Autoren deutlich voneinander ab (vgl. dazu OBERDORFER 1983: 120; PHILIPPI 1984: 55).

In den bearbeiteten Kleingewässern sind Überlagerungskomplexe des Bidenti-Polygonetum hydropiperis vor allem mit Ranunculus aquatilis agg.-Beständen, der Juncus bufonius-Basalgesellschaft, dem Glycerietum fluitantis, dem Ranunculo-Alopecuretum geniculati und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ausgebildet.

Sowohl die Assoziation wie auch ihre Ausbildungen sind an Kleingewässern weit verbreitet und in allen Naturräumen häufig anzutreffen.

7.5.1.2. RANUNCULETUM SCELERATI (Miljan 33) Tx 50
(Gifthahnenfuß-Gesellschaft)
Tab. 18, Spalten 5 und 6

Auf ähnlichen, aber meist etwas reicheren Standorten finden sich Bestände, die von Ranunculus sceleratus dominiert werden. Zwei Lebensräume werden bevorzugt besiedelt: eu- bis hypertrophe Viehtränken mit basenreichen Böden sowie Niedermoorgewässer mit trockenfallenden Torfschlammböden. Am Aufbau des Ranunculetum scelerati ist vor allem Bidens cernua beteiligt. Der Nickende Zweizahn tritt mit hoher Stetigkeit auf und kann bisweilen zur Dominanz gelangen (Spalte 5). Syntaxonomisch einartige Bestände des Gifthahnenfußes können vor allem im Frühjahr beobachtet werden, sind aber dann selten flächenhaft ausgebildet (Spalte 6).

Die Charakterart dieser Assoziation gilt als anspruchsvoll: sie findet sich zumeist auf kalkhaltigen, basen- und extrem nährstoffreichen Standorten, die zudem leicht brackig sein können (OBERDORFER 1983: 125; vgl. auch FRANKE 1987: 126). Aufgrund dieser Adaptation ist der Gifthahnenfuß auch auf stark belasteten Flächen wie Rieselfeldern oder am Rande solcher Gewässer verbreitet, die mit Jauche extrem verschmutzt sind.
Gelegentliche Überflutungen und lange Hydrophasen übersteht R. sceleratus nicht nur ohne Schaden (PHILIPPI: 1984: 67), sondern scheint dadurch sogar im Wachstum gefördert zu werden. Gegenüber Beschattung ist die Art dagegen nur mäßig tolerant.

Im Gegensatz zu den mitteleuropäischen Bidens-Arten benötigt der Gifthahnenfuß keine Samenruhe vor der Keimung. Absterbende Altpflanzen sind häufig von einem Ring Jungpflanzen umgeben, von denen sich später aber nur einige weiterentwickeln. Die Art ist frosthart; sie überwintert unter Ausbildung kleiner Blattrosetten in der Hydrophase. Nach Erwärmung des Wassers im Frühjahr beginnen die Pflanzen rasch zu wachsen und treiben schon bald ihre Blütenschäfte - lange bevor andere

Bidention-Arten mit ihrem Entwicklungszyklus beginnen. Somit haben sie als fakultative Kältekeimer einen Entwicklungsvorsprung vor den anderen Arten des Verbandes (vgl. TÜXEN 1979a: 34). In langen, warmen Sommern kann eine zweite, meist niedrigwüchsige Generation ihren Lebenszyklus durchlaufen.

Im Frühjahr und Frühsommer ist von den Bidention-Arten fast ausschließlich R. sceleratus anzutreffen. Auch diese syntaxonomisch einartigen Bestände sind ohne Zweifel dem Ranunculetum scelerati zuzuordnen. Ob solche Bestände als Initialphase eines später artenreicheren Ranunculetum scelerati anzusprechen sind, bleibt fraglich, da die einzige Kennart der Assoziation ihren phänologischen Höhepunkt im Frühsommer besitzt. Wenn im Hochsommer weitere Verbands- oder Klassenkennarten auftreten, sind nur Jungpflanzen des Gifthahnenfußes zu finden - oder Individuen, deren Entwicklung aus unterschiedlichen Gründen (Schädigung durch Verbiß, Tritt oder ähnlichem) gehemmt wurde.

OBERDORFER (op. cit.: 126) weist auf das gehäufte Auftreten von Bidens cernua in dieser Assoziation hin. Diese auch in Kleingewässern oft beobachtete Vergesellschaftung ist durch ähnliche Standortpräferenzen beider Arten zu erklären: B. cernua stellt hohe Anforderungen an die Bodenfeuchtigkeit und R. sceleratus ist ausgesprochen überflutungstolerat (s. 7.5.1.5.).

Das Ranunculetum scelerati tritt vorwiegend in Überlagerung mit dem Lemnetum gibbae, der Lemna minor-Basalgesellschaft, Ranunculus aquatilis agg.-Beständen, dem Glycerietum fluitantis und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft auf.

Die Assoziation ist in allen Naturräumen verbreitet. Ein Schwerpunkt der Vorkommen scheint in den intensiv genutzten Gebieten der Marsch zu liegen.

7.5.1.3. BIDENTI-RUMICETUM MARITIMI (Miljan 33) Tx 79
(Strandampfer-Flur)
Tab. 18, Spalten 6 und 7

Der lichtliebende Standampfer, der das Bidenti-Rumicetum maritimi charakterisiert, findet sich meist in lückigen, artenarmen Beständen auf trockengefallenen Uferflächen (Spalte 7). Vergesellschaftungen mit weiteren Bidention-Arten, wie sie beispielsweise in den großen Fischteichen des Hamburger Umlandes regelmäßig ausgebildet sind, konnten an Kleingewässern nur selten beobachtet werden (Spalte 6).

Rumex maritimus gedeiht vorwiegend auf kalkarmen, sandig-schluffigen Substraten. In Einzelfällen wurde die Art auch auf rein organogenen Böden angetroffen, auf denen sie höhere Ammoniumgehalte in der Bodenlösung zu ertragen scheint (vgl. TÜXEN 1979a: 52). Ausgesprochene Mastexemplare von 70 cm Höhe wurden beispielsweise auf am Tümpelrand deponierten Haufen aus verrottendem Stroh, Schrot und aus Rapssamen

angetroffen. Unter nährstoffarmen Bedingungen erreicht der Strandampfer dagegen nur Wuchshöhen von wenigen Zentimetern. Schwerpunktmäßig besiedelt die Strandampfer-Flur Standorte, die etwas geringere Nährstoffversorgung aufweisen als jene des Ranunculetum scelerati.
In der Regel keimt der Strandampfer bald nach dem Trockenfallen der Uferzonen im Sommer und stirbt im Herbst wieder ab. Seltener überwintert er mit untergetauchten Blattrosetten, um dann im Frühjahr den Entwicklungszyklus rasch zu vollenden. Anderen Angaben zufolge soll die Art auf Überflutungen empfindlich reagieren (PHILIPPI 1984: 69).

Dominanzbestände von R. maritimus und R. sceleratus wurden früher aufgrund scheinbar ähnlicher ökologischer Amplituden in einer Assoziation zusammengefaßt (s. dazu OBERDORFER 1983: 126; PHILIPPI l. cit.).

Das Bidenti-Rumicetum maritimi wird in Überlagerung mit Beständen von Oenanthe aquatica sowie dem Glycerietum fluitantis angetroffen.

Die wenigen Fundorte der Assoziation lassen keine eindeutige Präferenz für bestimmte Naturräume erkennen. Eine leichte Häufung der Vorkommen konnte im Südosten des Landes festgestellt werden.

7.5.1.4. ALOPECURETUM AEQUALIS (Soô 27) Burrichter 60
(Gesellschaft des Rotgelben Fuchsschwanzes)
Tab. 18, Spalten 8 und 9

An Drain- und ehemaligen Mergelkuhlen sowie an Fischteichen können gelegentlich kleinflächig entwickelte Rasen von Alopecurus aequalis beobachtet werden, die teilweise dichte Bestände aufbauen. Nur selten treten weitere Arten des Bidention hinzu (Spalte 8).

A. aequalis besiedelt lehmige bis sandig-kiesige, meist stark humose Böden mit mäßig hohem Nährstoffangebot (vgl. OBERDORFER 1983: 122). Die Art keimt zwar schon relativ früh auf trockengefallenen, sonnenexponierten Flächen, kommt aber erst spät zur Blüte (vgl. PHILIPPI 1984: 77). Laut TÜXEN (1979a: 92) ist sie zur Überwinterung fähig. Längere Überstauungen werden angeblich ohne Beeinträchtigungen überstanden, wobei die Art ähnlich wie A. geniculatus "Schwimmblätter" ausbildet (vgl. aber OBERDORFER l. cit.; zur Überflutungstoleranz von A. geniculatus s. auch 7.9.1.).

Der Assoziationsrang dieser Gesellschaft ist umstritten, da die Kennart hier keinen eindeutigen Schwerpunkt besitzt (vgl. TÜXEN 1979a: 85; OBERDORFER l. cit.). Standörtlich und floristisch leiten die Bestände von A. aequalis zum Agropyro-Rumicion über (DIERSSEN et al. 1988).

Die Art ist steril nicht immer eindeutig von A. geniculatus zu unterscheiden. Verwechslungen zugunsten A. geniculatus sind deshalb nicht ausgeschlossen.

Das Alopecuretum aequalis tritt in Überlagerung mit Ranunculus aquatilis agg.-Beständen, dem Oenantho-Rorippetum amphibiae, dem Glycerietum fluitantis und dem Ranunculo-Alopecuretum geniculati auf.

Die Fundorte der Assoziation beschränken sich auf Gebiete in der südöstlichen Jungmoränenlandschaft, in denen sandige Ablagerungen über Mergelschichten anstehen.

7.5.1.5. BIDENS CERNUA-BASALGESELLSCHAFT [BIDENTION]
(Basalgesellschaft des Nickenden Zweizahn)
Tab. 18, Spalte 10

An flachen, eutrophen Kleingewässern sind häufig Bestände von Bidens cernua anzutreffen, die sich bisweilen durch gute Wüchsigkeit auszeichnen. In optimaler Ausbildung finden sie sich im Gegensatz zu den übrigen Gesellschaften des Verbandes in ehemals gestörten, jetzt aber von mechanischen Eingriffen verschonten, weitgehend verlandeten Gewässern, in denen sich inzwischen eine Agrostis stolonifera-Schwingdecke ausgebreitet hat. Auf Mineralböden beteiligt sich gelegentlich auch die Klassenkennart Rorippa palustris am Bestandesaufbau (nicht durch Aufnahmen belegt).

Der Nickende Zweizahn tritt in allen Gesellschaften des Verbandes auf und kann in ihnen unter bestimmten Bedingungen Fazies ausbilden. In seinen Ansprüchen an den Feuchtigkeitsgehalt der Standorte unterscheidet er sich jedoch von den anderen Bidention-Arten. Die Keimung erfolgt wie bei den anderen Arten der Gattung in der limosen Phase. Im Gegensatz zu B. tripartita entwickelt B. cernua später kein tiefgreifendes Wurzelsystem; sein Wurzelraum bleibt auf die oberste Bodenschicht beschränkt (vgl. HEJNY 1960: 175; LHOTSKA 1968: 69). Aus diesem Grund ist die Art an Standorte gebunden, die ständig naß oder relativ feucht bleiben. Da sie zudem in der Lage ist, an untergetauchten Stengelknoten Adventivwurzeln zu entwickeln, kann sie spätere Überflutungen nicht nur überdauern, sondern wird bei hohem Nährstoffgehalt des Wassers sogar stark gefördert.

Wie schon erwähnt, findet diese lichtliebende Art ihre optimalen Entwicklungsbedingungen auf Schwingdecken von Agrostis stolonifera, die sich in flachen, eu- bis hypertrophen Gewässern meist über lebendem oder totem organischen Material entwickeln (s. 7.9.1.2.). Das dichte Geflecht von Stolonen, die zwar bei längerer Überflutung absterben, sich aber nur langsam abbauen, wird zum Trägersubstrat für Keimlinge vieler Arten. Unter diesen ist B. cernua anscheinend besonders gut an den speziellen Standort angepaßt. Auch andere Arten können dem Nickenden Zweizahn als Trägersubstrat dienen, wie die folgende Aufnahme aus einem Graben in der Sorge-Niederung dokumentiert:

17.06.1987, TK 1622 Meggerkoog; ca. 300 m östl. Erfderdamm, Entwässerungsgraben im Grünland auf Niedermoor; Wassertiefe 0,25 m. Aufnahmefläche 0,5 x 2 m; Deckung 100 %.

Bidens cernua juv.	3.3	Lemna minor	2m.1
Hydrocharis morsus-ranae	5.5	Agrostis stolonifera	1.3
Hottonia palustris	2b.2	Typha latifolia	1.2

Die weitere Entwicklung des Bestandes konnte leider nicht beobachtet werden, da der Graben später ausgeräumt wurde.

Auf die ökologische und soziologische Sonderstellung von B. cernua innerhalb des Verbandes weist auch PHILIPPI (1984: 77) hin, der in dieser Art das Kenntaxon einer selbständigen Assoziation vermutet.

Die Bidens cernua-Basalgesellschaft findet sich in enger zeitlicher und räumlicher Verzahnung mit zahlreichen anderen Vegetationseinheiten. Am häufigsten sind Überlagerungen mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae, der Eleocharis palustris-Gesellschaft und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ausgebildet.

Die Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen verbreitet.

*

7.5.2. Basalgesellschaft der BIDENTETEA

7.5.2.1. RORIPPA PALUSTRIS-BASALGESELLSCHAFT [BIDENTETEA]
(Basalgesellschaft der Gemeinen Sumpfkresse)
Tab. 18, Spalte 11

Bestände der Klassenkennart Rorippa palustris entwickeln sich vorwiegend auf abgetrockneten, oft stark vertretenen Flächen am Rande von Tränken. Unter Trittbelastung entsteht gewöhnlich ein Mikrorelief aus nassen Trittsiegeln und etwas erhöhten, trockneren Zwischenräumen, auf denen sich die Gemeine Sumpfkresse ansiedelt.

R. palustris findet sich sowohl auf lehmigen wie auch tonigen, sandigen oder organogenen Substraten von unterschiedlichem Nährstoff- und Basengehalt. Hinsichtlich der Feuchtigkeitsgehalte ihrer Standorte stellt die Art nur geringe Anforderungen. So findet sie sich auch auf sandigen bis lehmigen Ackerflächen und kann dort als schwacher Feuchtezeiger gewertet werden, der sich schon bei relativ kurzfristiger Durchfeuchtung des Bodens einstellt.

Die Rorippa palustris-Basalgesellschaft wird vor allem in Überlagerung mit dem Glycerietum fluitantis angetroffen.

Die Art, die mehrere Generationen im Jahr aufbauen kann, ist weit verbreitet (s. RAABE 1987: 161). Die durch sie gekennzeichnete Basalgesellschaft kommt dagegen nur selten vor.

Zur S y n d y n a m i k des Bidention und der Bidentetea

Voraussetzung für die Entwicklung der meisten Bidention-Gesellschaften sind konkurrenzarme Flächen, die zumindest zeitweilig trockenfallen. Im Gegensatz zu den Entwicklungsmöglichkeiten an Flußufern oder in traditionell bewirtschafteten Fischteichen, in denen sich mehrjährige Hydrophasen mit längeren Trockenphasen abwechseln (vgl. LOOFT 1968), können sie sich an den untersuchten Kleingewässern in der Regel nur dann einstellen, wenn geschlossene Vegetationsdecken ausdauernder Arten durch mechanische Einwirkung wie Tritt, Verbiß, Entlandung oder Entkrautung beschädigt werden.
Unterbleiben die periodischen Störungen oder stärkere Wasserstandsschwankungen, so werden ihre Wuchsorte rasch von Arten der Kontaktvegetation eingenommen. Diese setzt sich im allgemeinen aus Einheiten der Phragmitetea oder des Agropyro-Rumicion zusammen (s. auch Abb. 10). Mit zunehmender Beschattung werden die Bidention-Arten verdrängt - soweit die Sukzession ungestört verläuft.

Schon eine einmalige Störung zuvor nicht vertretener Flächen kann zur Entwicklung einer artenreichen Bidention-Gesellschaft führen, wie in den Jahren 1986 und 1987 eindrucksvoll an einer eingezäunten Tränke im Eider-Moränengebiet (1727-01) beobachtet werden konnte: Bei der synsoziologischen Aufnahme des Gewässers im Juli 1986 konnten außer einem syntaxonomisch einartigen Bestand von Bidens cernua, der in Überlagerung mit einem Ranunculo-Alopecuretum geniculati auftrat, keine weiteren Arten des Bidention festgestellt werden. Noch im selben Sommer wurde der die Tränke umgebende Zaun von einem Bullen durchbrochen und Teile der Ufervegetation kurzfristig aber nachhaltig durch Tritt zerstört. Der Zaun wurde zwar sogleich wieder ausgebessert, die Störstellen waren aber selbst im folgenden Jahr noch nicht wieder vollständig zugewachsen (frdl. mdl. Mitt. J. WALTER). Bei einer Begehung im Juli 1987 wurde an diesen Störstellen ein relativ artenreiches Ranunculetum scelerati vorgefunden. Die Frage, wie die Diasporen (neben Bidens cernua wurden Ranunculus sceleratus, B. tripartita und Rorippa palustris notiert) auf diese Flächen gelangten oder ob sie dort schon vorhanden gewesen waren, konnte nicht geklärt werden. Neben den Möglichkeiten einer Samenbank im Boden oder der Verschleppung von Diasporen durch Vögel und Wild muß auch in Betracht gezogen werden, daß die Samen im Zuge von regelmäßig durchgeführten Messungen, die im Rahmen einer Diplomarbeit erfolgten, durch die Bearbeiterin unbeabsichtigt eingeschleppt sein können.

Zur Auflandung des Gewässerbodens tragen die Bestände des Bidention trotz gelegentlich hoher Produktivität kaum bei, da ihre Phytomasse schon im Herbst fast vollständig wieder zersetzt wird.

Zum I n d i k a t o r w e r t des Bidention und der Bidentetea

Mit einer Ausnahme können alle Gesellschaften des Bidention als Störzeiger für wechselnasse Standorte gewertet werden, die zudem meist

eine Stickstoff-Eutrophierung durch Düngung, Fäkalieneintrag oder durch Mineralisierung von organischem Material erfahren. Das Ranunculetum sceleratí stellt dabei hinsichtlich des Stickstoffbedarfs die anspruchvollste Gesellschaft dar. Die Bidens cernua-Basalgesellschaft entwickelt sich dagegen überwiegend auf ehemals gestörten Standorten, die seit einiger Zeit von jeglichen Eingriffen verschont geblieben sind, so daß sich dort eine dichte Flutrasen-Decke entwickeln konnte.

Das Auftreten und die Ausdehnung der Bidention-Bestände ist unter anderem von den Wasserständen im Frühjahr und Sommer abhängig, da optimale Keimungsbedingungen nur auf trockengefallenen Flächen gegeben sind. Nach langen Regenperioden können hohe sommerliche Wasserstände ihre Entwicklung weitgehend unterdrücken.

7.6. ISOETO-NANOJUNCETEA BUFONII Br.-Bl. & Tx 43

In den Isoeto-Nanojuncetea bufonii werden zwergwüchsige Pioniergesellschaften zusammengefaßt, die in meist lockeren Beständen überwiegend nährstoffärmere, wechselnasse Standorte besiedeln. Es handelt sich zum größten Teil um Therophyten-Gesellschaften, deren einziger Konkurrenzvorteil in ihrer überaus großen Einwanderungsgeschwingigkeit besteht (MOOR 1936: 10). Die von Jahr zu Jahr fluktuierenden Witterungsbedingungen schlagen sich in einer veränderlichen Ausdehnung und Zusammensetzung der Bestände nieder (PIETSCH & MÜLLER-STOLL 1974: 56).

Die Klasse wird in Mitteleuropa nur durch die Ordnung Cyperetalia fusci Klika 35 korr. Müll.-Stoll & PIETSCH ap. Lohm. & al. 62 vertreten. Diese Ordnung wird in drei Verbände gegliedert, die zwar standörtlich recht gut, floristisch aber eher schwach gekennzeichnet sind (DIERSSEN et al. 1988). Weitere Gliederungsansätze finden sich bei PIETSCH (1973) und PHILIPPI (1977b).

An den Kleingewässer konnten nur die drei Arten Gnaphalium uliginosum, Juncus bufonius und Peplis portula festgestellt werden. Diese Arten zeigen eine weite soziologische Streuung innerhalb der Klasse. Demzufolge müssen die von ihnen aufgebauten Bestände, die bisher meist als ranglose Gesellschaften beschriebenen wurden (s. PHILIPPI op. cit.; FRANKE 1987), als Basalgesellschafen der Klasse aufgefaßt werden. Es sei aber erwähnt, daß die soziologische Stellung von G. uliginosum und P. portula innerhalb der Klasse noch umstritten ist (vgl. etwa PIETSCH & MÜLLER-STOLL op. cit.).

7.6.1. Basalgesellschaften der ISOETO-NANOJUNCETEA

7.6.1.1. JUNCUS BUFONIUS-BASALGESELLSCHAFT [ISOETO-NANOJUNCETEA]

(Basalgesellschaft der Kröten-Binse)
Tab. 19, Spalten 1 und 2

Auf trockengefallenen, durch mechanische Störungen vegetationsfrei gehaltenen Uferzonen stellen sich regelmäßig niedrige, meist lückig

Tabelle 19: Isoeto-Nanojuncetea

Spalte	1	2	3
Anzahl der Aufnahmen	10	3	5
Mittlere Artenzahl	17	8	14
KCh_1 Gnaphalium uliginosum	V^{+-2b}	3^{2b-3}	IV^{+-2b}
Juncus bufonius	V$^{1-5}$	.	II^{+-1}
KCh_2 Peplis portula	.	.	V^{2a-4}
B Plantago major	III^{+-1}	2^{r-1}	II^{1}
Polygonum aviculare agg.	III^{+-1}	.	II^{r-+}
Trifolium repens	III^{r-1}	.	II^{r-1}
Ranunculus repens	III^{r-2b}	1^{r}	I^{r}
Poa trivialis	III^{+-2m}	1^{+}	.
Poa annua	III^{+-2a}	.	.
Rorippa palustris	+$^{+}$	2^{+-2a}	IV^{r-1}
Polygonum hydropiper	II^{+-1}	1^{r}	III^{+-2a}
Alopecurus geniculatus	I^{1}	1^{1}	III^{2a}
Glyceria fluitans	II^{1-2a}	2^{1-2b}	II^{2b}
Juncus effusus	II^{r-2a}	1^{1}	II^{r-2a}
Bidens tripartita	III^{+-2a}	1^{2b}	II^{r-2a}
Agrostis stolonifera	II^{1-2a}	.	II^{1}
Juncus articulatus	II^{r-2a}	.	II^{+}
Callitriche palustris agg.	II^{r-1}	.	I^{1}
Cerastium holosteoides	II^{+-1}	.	.
Potentilla anserina	II^{+-1}	.	.
Lemna minor	II^{1-2m}	.	.
Alisma plantago-aquatica	+^{1}	.	III^{r-2b}
Bidens cernua	+^{1}	1^{+}	II^{r-1}
Myosotis laxa	+^{1}	1^{2a}	II^{r}
Polygonum persicaria	I^{+-1}	.	II^{+-1}
Ranunculus flammula	I^{2a}	.	II^{r-1}
Lycopus europaeus	+^{1}	.	II^{1}
Polygonum lapathifolium	.	.	III^{r-1}
Ranunculus acris	.	.	III^{r-+}
Ricciocarpus natans	.	.	II^{2b-3}
Juncus bulbosus	.	.	II^{+-1}

Spalte 1: Juncus bufonius-Basalgesellschaft [Isoeto-Nanojuncetea]
Spalte 2: Gnaphalium uliginosum-Bestände
Spalte 3: Peplis portula-Basalgesellschaft [Isoeto-Nanojuncetea]

ausgebildete Bestände von Juncus bufonius und Gnaphalium uliginosum ein. Beide Arten treten mit wechselnden Mächtigkeiten auf (Spalte 1), wobei es nicht selten zur Faziesbildung kommt (Ausbildung von G. uliginosum: Spalte 2; Ausbildung von J. bufonius: keine Aufnahmen).

Sowohl J. bufonius wie auch G. uliginosum siedeln bevorzugt auf kalkarmen bis kalkreichen, sandigen, lehmig-sandigen oder tonreichen Böden; auf schlammigen und torfigen Böden treten sie zurück (vgl. DIEKJOBST & ANT 1970: 15; FRANKE 1987: 111).
Die Feuchtigkeitsansprüche beider Arten sind gering. Sie sind nicht auf trockenfallende Flächen angewiesen, sondern stellen sich auch auf kurzfristig staunassen oder künstlich beregneten Böden ein.
Ihre kleinen Samen, die sich sowohl anemochor wie ornithochor ausbreiten, können längere Zeit im Boden überdauern. Sobald das Wasser zurückweicht, beginnen sie zu keimen, wobei das Ruhrkraut zuerst in Erscheinung tritt. Seine Bestände stellen vielfach die "Initialphase" der Basalgesellschaft dar (vgl. DIEKJOBST & ANT 1967: 141). Aufgrund ihrer kurzen Lebenszyklen können beide Arten eine zweite Generation im Jahr entwickeln.

Auf austrocknenden Tümpelböden sind regelmäßig Simultanbesiedlungen mit Bidention-Arten zu beobachten. Im allgemeinen keimen J. bufonius und G. uliginosum vor den Zweizahn-Arten und entwickeln sich in den ersten Tagen und Wochen sehr schnell. Dennoch können sie bei günstiger Nährstoffversorgung und spätem Trockenfallen der Flächen von den höherwüchsigen Bidention-Arten verdrängt werden. Während G. uliginosum mit zunehmender Beschattung rasch zurücktritt, kann J. bufonius Lichtmangel bis zu einem gewissen Grad ertragen.
Aufgrund ihrer Fähigkeit, selbst kleinste Lücken innerhalb geschlossener Vegetationsdecken zu besiedeln, entwickelt sich diese Basalgesellschaft häufig in den Trittsiegeln von Weidetieren beziehungsweise auf dem Bodenmaterial, das zwischen diesen Siegeln emporgedrückt wurde. Dadurch kommt es regelmäßig zur Bildung eng verzahnter Mosaikkomplexe beispielsweise mit Flutrasen-Gesellschaften.

Die ephemeren Bestände der Juncus bufonius-Basalgesellschaft können alle gestörten Kontaktgesellschaften der Uferzone überlagern. Besonders häufig sind Komplexbildungen mit dem Glycerietum fluitantis, dem Ranunculo-Alopecuretum geniculati sowie der Agrostis stolonifera-Basalgesellschft anzutreffen (vgl. auch PHILIPPI 1977b: 173).

Die Basalgesellschaft und ihre Ausbildungen sind in allen Naturräumen verbreitet.

7.6.1.2. PEPLIS PORTULA-BASALGESELLSCHAFT [ISOETO-NANOJUNCETEA]
(Basalgesellschaft des Sumpfquendels)
Tab. 19, Spalte 3

An extensiv gestörten Ufern von Tränken sowie in Neuanlagen ist gelegentlich eine Gesellschaft anzutreffen, die durch das Auftreten von Peplis portula gekennzeichnet wird. Diese Art findet sich regelmäßig

mit Juncus bufonius und Gnaphalium uliginosum vergesellschaftet.

Der Sumpfquendel siedelt meist auf kalkarmen, mäßig nährstoffreichen, sandigen bis lehmigen oder seltener auch humosen Böden. Er scheint an etwas feuchtere Standorte gebunden zu sein als die beiden anderen Klassenkennarten (vgl. DIERSSEN 1973: 20; ILLIG 1975: 163). Nach CASPAR & KRAUSCH (1981: 643) erträgt P. portula längerfristige Überflutungen mit Wasserständen bis 70 cm. In der Hydrophase, in der sie gelegentlich auch überwintern kann, bildet die Art kreisrunde Herden aus sterilen Pflanzen. Diese Wasserform kann losgerissen und vedriftet werden und sich dann an anderer Stelle wieder ansiedeln (vgl. HEJNY 1960: 126). Die generative Vermehrung erfolgt nur in der Landform.
Der Sumpfquendel ist im Auftreten wechselhaft: in nassen Jahren kann er an einem Tümpel größere Bestände aufbauen, in trockenen dagegen völlig ausfallen.

Die Art wird von PIETSCH & MÜLLER-STOLL (1974: 59) in Brandenburg nicht als Klassenkennart, sondern als Verbandscharakterart des Nanocyperion flavescentis gewertet. Obwohl sie in diesem Verband schwerpunktmäßig aufzutreten scheint, soll sie in der vorliegenden Arbeit aufgrund der nicht abschließend geklärten Untergliederung der Klasse weiterhin als Klassencharakterart gewertet werden (s. auch OBERDORFER 1979: 649).

Simultan mit dem Sumpfquendel tritt häufig das Bidenti-Polygonetum hydropiperis auf. In Überlagerung wird die Peplis portula-Basalgesellschaft vor allem mit lückigen Beständen des Glycerietum fluitantis und des Ranunculo-Alopecuretum geniculati angetroffen.

Die Peplis portula-Basalgesellschaft konnte bisher nur in der Geest und in Binnensandergebieten des Östlichen Hügellandes beobachtet werden.

Zur S y n d y n a m i k der Isoeto-Nanojuncetea

Die Basalgesellschaften der Klasse können als "instabile Lückenbüsser" bezeichnet werden (vgl. DIERSSEN et al. 1988). Die reichlich produzierten Diasporen der aufbauenden Arten werden durch Wind und Vögel weit verbreitet und gelangen schnell an geeignete Standorte. Zudem bleiben die Samen im Boden über längere Zeit keimungsfähig, so daß sie sich mit dem Auftreten günstiger Keimungsbedingungen sofort entwickeln können. Die unter gleichen Bedingungen meist später keimenden Bidention-Arten entwickeln sich in der Regel langsamer, so daß der Konkurrenzdruck erst zu einem Zeitpunkt wirksam wird, an dem die Arten der Isoeto-Nanojuncetea ihren Lebenszyklus fast abgeschlossen haben.
Die Konkurrenzschwäche der Basalgesellschaften bedingt, daß sie unter eutrophen Bedingungen völlig auf Störstellen beschränkt bleiben. Entfallen diese Störungen, so werden ihre Wuchsorte rasch von Arten der Kontaktgesellschaften eingenommen, die zumeist den Phragmitetea oder dem Agropyro-Rumicion angehören.

Zum I n d i k a t o r w e r t der Isoeto-Nanojuncetea

An den untersuchten Kleingewässern müssen die Basalgesellschaften dieser Klasse als Störzeiger gewertet werden. Die Peplis portula-Basalgesellschaft zeigt darüberhinaus kalkarme, höchstens mäßig nährstoffreiche Standorte an.

7.7. PHRAGMITETEA AUSTRALIS Tx et Prsg. 42
PHRAGMITETALIA AUSTRALIS Koch 26

In der Klasse Phragmitetea sind Gesellschaften aus zumeist hochwüchsigen Helophyten vereinigt, die in der Verlandungsreihe eines Gewässers die Übergangszone zwischen aquatischem und terrestrischem Lebensraum kennzeichnen. Durch ihre hohe Stoffproduktion sowohl im Wurzelhorizont wie auch über dem Gewässerboden tragen viele von ihnen erheblich zur Auflandung ihrer Standorte bei.

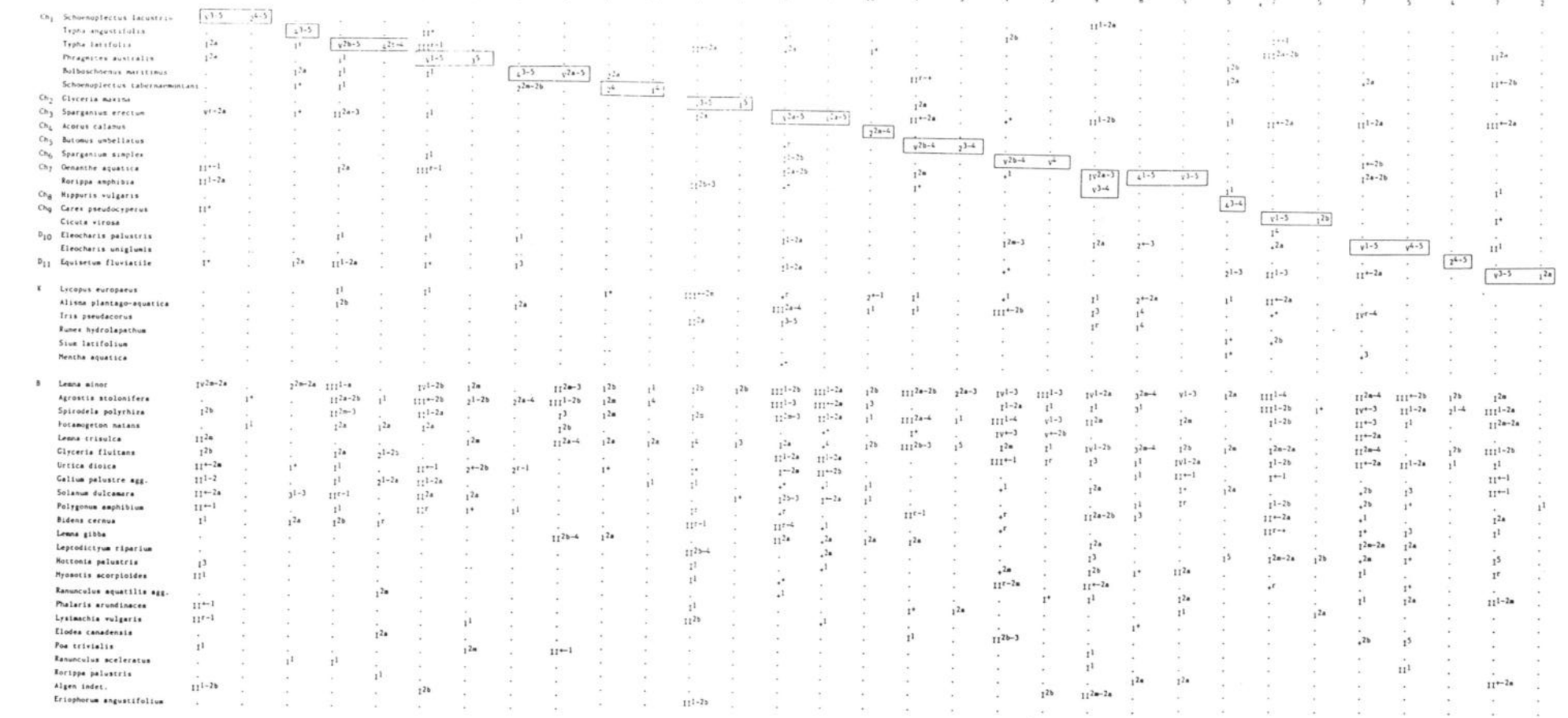
Die synsystematische Gliederung der Phragmitetea ist umstritten. PHILIPPI (1977a: 119; vgl. auch POTT 1980: 90) faßt alle Röhricht- und Seggenbestände in einer Ordnung mit drei Verbänden zusammen, erwähnt aber die Möglichkeit, die Bachröhrichte als eigenständige Ordnung Nasturtio-Glycerietalia Pign. 53 abzuspalten (vgl. auch DIERSSEN et al. 1988). BALATOVA-TULACKOVA (1963) schlägt eine weitergehende Gliederung vor, indem sie die Klasse in drei Ordnungen mit vier Verbänden einteilt. Innerhalb dieser drei Ordnungen werden beispielsweise von WESTHOFF & DEN HELD (1975) sechs Verbände, von PASSARGE (1978b) sogar neun Verbände unterschieden. Weitere Gliederungsansätze hat BAREAU (1982) tabellarisch zusammengestellt. In der vorliegenden Arbeit wird der Gliederung von PHILIPPI (op. cit.) gefolgt.

Während im allgemeinen die einzelnen Verbände hinsichtlich Wasserbewegung beziehungsweise Wassertiefe standörtlich recht gut differenziert sind, verwischen sich diese Unterschiede in den Kleingewässern. Unter anderem sind dafür die geringe Ausdehnung der Lebenssräume sowie zufällige Erstbesiedlungen verantwortlich, die das Auftreten und die Zusammensetzung der Bestände entscheidend beeinflussen.

7.7.1. PHRAGMITION AUSTRALIS Koch 26

Das Phragmition australis umfaßt solche natürlichen Verlandungsgesellschaften und deren Ersatzgesellschaften, die im Sublitoral oder auf langfristig überfluteten Uferbereichen stehender oder schwach fließender Gewässer von meist hochwüchsigen, oft polykormonbildenden Helophyten aufgebaut werden. Ferner werden auch Bestände kleinwüchsiger Röhrichtarten in den Verband einbezogen, die sich als "Lückenbüßer" auf Störstellen in "Großröhrichten" entwickeln können.

Tabelle 20: Phragmition australis



Spalte 1: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von Schoenoplectus lacustris
Spalte 2: Schoenoplectus lacustris-Bestände
Spalte 3: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von Typha angustifolia
Spalte 4: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von Typha latifolia
Spalte 5: Typha latifolia-Bestände
Spalte 6: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von Phragmites australis
Spalte 7: Phragmites australis-Bestände
Spalte 8: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von Bolboschoenus maritimus
Spalte 9: Bolboschoenus maritimus-Bestände
Spalte 10: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von Schoenoplectus tabernaemontani
Spalte 11: Schoenoplectus tabernaemontani-Bestand
Spalte 12: Glycerietum maximae
Spalte 13: Glyceria maxima-Bestand
Spalte 14: Sparganietum erecti
Spalte 15: Sparganium erectum-Bestände
Spalte 16: Acoretum calami
Spalte 17: Butomion umbellati
Spalte 18: Butomus umbellatus-Bestände
Spalte 19: Sagittario-Sparganietum emersi, Ausbildung von Sparganium emersum
Spalte 20: Sparganium emersum-Bestände
Spalte 21: Oenantho-Rorippetum amphibiae, Ausbildung mit Rorippa amphibia
Spalte 22: Oenantho-Rorippetum amphibiae, Ausbildung von Oenanthe aquatica
Spalte 23: Oenanthe aquatica-Bestände
Spalte 24: Hippuridetum vulgaris
Spalte 25: Cicuto-Caricetum pseudocyperi
Spalte 26: Carex pseudocyperus-Bestand
Spalte 27: Eleocharis palustris-Gesellschaft, Ausbildung von Eleocharis palustris
Spalte 28: Eleocharis palustris-Bestände
Spalte 29: Eleocharis palustris-Gesellschaft, Ausbildung von Eleocharis uniglumis, Eleocharis uniglumis-Bestände
Spalte 30: Equisetum fluviatile-Gesellschaft
Spalte 31: Equisetum fluviatile-Bestand

7.7.1.1. SCHOENOPLECTO-PHRAGMITETUM AUSTRALIS Koch 26 (Schilf-Röhricht)

Tab. 20, Spalten 1 bis 11

Das Schoenoplecto-Phragmitetum australis wird von einer Reihe sogenannter Großröhrichtarten aufgebaut, die unter optimalen Standortbedingungen aufgrund ihrer ausgeprägten Polykormonbildung in dichten, häufig artenarmen oder sogar einartigen Beständen auftreten.

Die Neigung dieser Arten zur Herdenbildung gab vielfach Anlaß zur Aufsplitterung des relativ weit gefaßten Schoenoplecto-Phragmitetum australis in mehrere Syntaxa, die nur durch die Dominanz jeweils einer Art geprägt werden (vgl. PHILIPPI 1977a: 119; WILMANNS 1978: 152 f.). Da sich die ökologischen Ansprüchen dieser Kennarten weitgehend überschneiden und da häufig nur der Zufall der Erstbesiedlung für die Dominanz einer dieser Arten an einem Standort entscheidend ist, wird in der vorliegenden Arbeit am Schoenoplecto-Phragmitetum australis im weitgefaßten Sinne festgehalten (vgl. SAUER 1937: 530; DIERSSEN 1973: 35; 1982: 85). Neben Schoenoplectus lacustris, Typha angustifolia, T. latifolia und Phragmites australis werden auch Bestände von Bolboschoenus maritimus und Schoenoplectus tabernaemontani dieser Assoziation zugerechnet, soweit sie keine Diffentialarten der Brackröhrichte aufweisen (vgl. DIERSSEN et al. 1988). Beide Arten sind zwar deutlich halotolerant, kommen aber auch im Binnenland auf reinen Süßwasserstandorten vor. Noch weitergehende Fassungen der Assoziation beispielsweise unter Einbeziehung von Glyceria maxima, Sparganium erectum oder Equisetum fluviatile finden sich unter anderem bei KOCH (1926), MILJAN (1933), LIBBERT (1939), VAN DONSELAAR et al. (1961), KRAUSCH (1964) oder DANGIEN & DECORNET (1977).

Die sechs genannten Arten bilden innerhalb des Schoenoplecto-Phragmitetum australis eigene Ausbildungen aus, die nach Dominanz unterschieden werden.

AUSBILDUNG VON SCHOENOPLECTUS LACUSTRIS

Tab. 20; Spalten 1 und 2

Die Gemeine Teichsimse, Schoenoplectus lacustris, findet sich überwiegend im tiefen Wasser von Mergelkuhlen und Tränken sowie im Uferbereich von Drainkuhlen. Sie baut mit Hilfe ihrer kurzen Ausläufer relativ dichte Kolonien auf, die in nährstoffreichen, oftmals gestörten Kleingewässern mit Sparganium erectum zu einer Gesellschaft zusammentreten, in der weitere Arten des Verbandes weitgehend fehlen (Spalte 1). Auf eine ähnliche Artenkombination weisen auch ULLMANN & VÄTH (1978: 145) sowie FRANKE (1987: 66) hin. Im tieferen Wasser finden sich gelegentlich hochwüchsige, meist sehr lückige Bestände der Teichsimse, denen weitere Phragmition-Arten fehlen (Spalte 2).

S. lacustris siedelt bevorzugt auf sandigem, sandig-kiesigem oder sandig-schlammigem, oft kalkhaltigem Substrat (vgl. GÖRS 1969: 14;

PHILIPPI 1977a: 123; REICHHOFF 1978: 439). Unter naturnahen Bedingungen ist sie der Konkurrenz von Phragmites australis unterlegen, so daß sie in größeren Gewässern oft auf tiefere Zonen ausweicht, die sie durch ihre Fähigkeit zur Ausbildung flutender Unterwasserblätter besiedeln kann (vgl. HEJNY 1960: 250). Schon früh wurde auf eine Umkehrung dieser Zonierung an flachen Ufern hingewiesen, die insbesondere an größeren Flüssen und Seen auftritt (s. KOCH 1926: 46; HUECK 1931: 120). Diese Inversion ist auf die relativ hohe Toleranz von S. lacustris gegenüber Verbiß sowie auf die geringe Empfindlichkeit ihrer Rhizome gegenüber Trittbelastung zurückzuführen (vgl. HEJNY 1960: 249). Gelegentliche Beweidung beeinträchtigt die Teichsimse weitaus weniger als die Rohrkolben oder das Schilfrohr, die unter solchen Bedingungen rasch vernichtet werden. Zudem erträgt S. lacustris periodisches Austrocknen ihrer Standorte ohne sichtbare Schädigung (vgl. HEJNY l. cit.; FRANKE 1987: 66).
Durch ihr im Verhältnis zum Assimilationsgewebe relativ schweres Rhizom kann sich die Art im Boden verankern und somit auch windexponierte Ufer besiedeln (vgl. SEIDEL 1956: 560). Nachteilig scheint sich dagegen das Gewicht des Rhizoms bei der Besiedlung mächtiger Schlammböden auszuwirken, in die es wahrscheinlich einsinken würde. Die Gewichtsunterschiede zwischen oberirdischem Sproß und aerenchymatischem Rhizom sind bei anderen Röhrichtarten wie Typha latifolia oder Phragmites australis deutlich geringer, so daß diese Arten nicht nur weiche Schlammböden besiedeln können, sondern auch zur Bildung von Schwimmdecken befähigt sind, in denen sich S. lacustris nur in Ausnahmefällen findet. Als Beispiel seien hier die Standorte dieser Art in Drainkuhlen genannt, die oft völlig von Typha-Schwingdecken überzogen sind. In solchen Kuhlen findet sich S. lacustris von wenigen Ausnahmen abgesehen nur im Randbereich, wo sie auf festem Untergrund stocken kann. Von dort wachsen ihre Rhizome nur eine geringe Strecke in das Gewässer und in die Typha-Schwingdecken hinein.

Die Ausbildung von S. lacustris ist in den meisten Naturräumen anzutreffen, zeigt aber einen Verbreitungsschwerpunkt im Östlichen Hügelland.

AUSBILDUNG VON TYPHA ANGUSTIFOLIA
Tab. 20; Spalte 3

Die Dominanzbestände des Schmalblättrigen Rohrkolbens, Typha angustifolia, sind hin und wieder in Mergel- und Drainkuhlen, seltener auch in Tränken anzutreffen. Am Aufbau dieser Ausbildung sind weitere Arten des Verbandes nur mit geringer Stetigkeit beteiligt.

Der Schmalblättrige Rohrkolben siedelt auf unterschiedlichen Substraten in oligo- bis eutrophen Gewässern (NEUHÄUSL 1965: 82; vgl. auch PHILIPPI 1977a: 124; FRANKE 1987: 68). Nach HEJNY (1960: 360) soll er nicht in Schwingrasen zu finden sein. Diese Beobachtung scheint auch für die Kleingewässer Schleswig-Holsteins zuzutreffen.

T. angustifolia, wie auch die im nächsten Abschnitt behandelte T. latifolia, zeigen ausgeprägte Pioniereigenschaften. Ihre leichten, in großer Menge produzierten Diasporen werden durch Wind weit verbreitet und können im flachen, erwärmten Wasser ohne Probleme keimen (vgl. GRÖNTVED 1954: 212). Nach erfolgreicher Ansiedlung breiten sich beide Arten mit Hilfe langer Ausläufer rasch aus und können innerhalb weniger Jahre größere Flächen einnehmen (HEJNY 1960: 361). Gegen Trittbelastung sind sie relativ empfindlich, weswegen Rohrkolben in offenen Tränken nur im tiefen Wasser zu finden sind.

Bisweilen werden die Bestände von T. angustifolia und T. latifolia zu einer selbständigen Assoziation, dem Typhetum angustifolio-latifoliae, vereinigt (vgl. etwa HILBIG 1971b: 257; PASSARGE 1978b: 153; DETHIOUX 1983: 357). Mischbestände beider Arten sind aber nur relativ selten zu beobachten, so daß eine derartige Assoziation in der Regel wiederum in zwei Ausbildungen zerfällt.

Die Ausbildung von T. angustifolia ist überwiegend im Östlichen Hügelland, in der Hohen Geest und in den Flußniederungen anzutreffen.

AUSBILDUNG VON TYPHA LATIFOLIA
Tab. 20, Spalten 4 und 5

Der Breitblättrige Rohrkolben, Typha latifolia, findet sich dank seiner großen ökologischen Plastizität in Kleingewässern recht unterschiedlicher Nutzung. Typische Standorte für "ausgedehnte" Bestände sind die oft in Ackerflächen gelegenen Drainkuhlen, in die besonders nach Gülleapplikation auf benachbarten Flächen größere Nährstoffmengen eingespült werden. Dieser Nährstoffeintrag fördert die Ausbildung von Schwingdecken, die wiederum die Funktionsfähigkeit der Kuhlen beeinträchtigen.
Die kennzeichnende Art baut hochwüchsige Dominanzbestände auf, in denen nur vereinzelte Exemplare weiterer Phragmition-Arten wie etwa Equisetum fluviatile oder Sparganium erectum angetroffen werden (Spalte 4). Durch seine hohe Produktivität und die Streuakkumulation an der Wasseroberfläche, die erst spät im nächsten Frühjahr abgebaut wird, scheint der Breitblättrige Rohrkolben in bestimmten Ausbreitungsphasen das Aufkommen weiterer Röhrichtarten zu behindern (s. u.). Im tieferen Wasser werden nicht selten lockere, syntaxonomisch einartige Bestände angetroffen, die teilweise auf Anpflanzungen zurückgehen (Spalte 5).

T. latifolia verhält sich gegenüber dem Bodensubstrat weitgehend indifferent. Der Breitblättrige Rohrkolben siedelt auf allen Bodenarten vom reinen Sandboden bis zu verunreinigten Schlammböden (vgl. POTT 1980: 94). Mit Hilfe seines dichten, luftreichen Rhizomgeflechts kann er über nährstoffreichem Sapropel tragfähige Schwingdecken aufbauen. Andererseits bedingen das stark entwickelte aerenchymatische Gewebe im spröden Rhizom eine hohe Trittempfindlichkeit, so daß sich die T. latifolia-Ausbildung nur auf weitgehend ungestörten Flächen entwickeln kann.

Auf die ausgeprägten Pioniereigenschaften der Art wurde schon in Zusammenhang mit T. angustifolia eingegangen. Mit Hilfe seiner Ausläufer kann T. latifolia kleine, nährstoffreiche Gewässer innerhalb weniger Jahre vollständig zuwachsen. Ausgedehnte Bestände müssen deswegen als Indikator für eine weit fortgeschrittene Verlandung angesehen werden. In der Regel nimmt die Produktivität in solchen Beständen nach einiger Zeit ab. Auf dem inzwischen stabilisierten Rhizomgeflecht können sich dann mit wieder steigendem Lichtangebot weitere Arten ansiedeln.
Aus Mischbeständen mit Phragmites australis wird T. latifolia weitgehend verdrängt (vgl. HEJNY 1960: 358). Fehlt das konkurrenzstarke Schilfrohr, so kann sich Agrostis stolonifera einstellen und dicht geschlossene Flutrasen bilden, durch die später nur noch wenige Typha-Halme hindurchwachsen. Gelegentlich wurden auf lichten Typha-Schwingdecken auch einzelne Büsche von Salix cinerea oder S. x multinervis angetroffen.

Werden in neuangelegten Kleingewässern Initialpflanzungen mit Breitblättrigem Rohrkolben vorgenommen, so breitet er sich bei ausreichendem Nährstoffangebot rasch aus. Dadurch stellen sich schon bald jene fortgeschrittenen Sukzessionsstadien ein, die der vollständigen Verlandung unmittelbar vorausgehen (s. 10.). Die "Lebensdauer" eines Gewässer wird durch solche Anpflanzungen in der Regel stark verkürzt.

Die Ausbildung von T. latifolia ist in allen Naturräumen anzutreffen.

AUSBILDUNG VON PHRAGMITES AUSTRALIS
Tab. 20, Spalten 6 und 7

Das in größeren Gewässern und in allen Niederungen weit verbreitete Schilfrohr, Phragmites australis, ist in Kleingewässern nur selten zu finden und beschränkt sich hier weitgehend auf ungestörte Uferzonen.
Unter nährstoffreichen Bedingungen baut P. australis hochwüchsige Bestände auf, in denen gelegentlich noch Typha latifolia vorkommt (Spalte 6). Im nährstoffärmeren Milieu werden dagegen lockere und eher niedrigwüchsige Herden ausgebildet, die etwas artenreicher sein können. Fallen Schilfbestände trocken, so keimen im Schatten ihrer Halme häufig Oenanthe aquatica und Urtica dioica. Letztere verschwindet bei ansteigendem Wasserstand wieder, während der Wasserfenchel bis zum nächsten Frühjahr überdauern kann. Nicht selten sind Schilfbestände aber so dicht entwickelt, daß kaum weitere Arten eindringen können (Spalte 6).

P. australis siedelt auf unterschiedlichen Substraten, scheint aber mineralische Böden sowie besser durchlüftete Schilftorfe zu bevorzugen (POTT 1980: 97). Primäre Schwingdeckenbildungen durch das Schilfrohr sind selten. Häufiger dringt es in solche Schwingdecken ein, die von Typha latifolia aufgebaut worden sind.
Nach Auflandung oder Entwässerung ihrer Standorte können sich die Schilfbestände lange halten (vgl. WILMANNS 1978: 153) und zu artenreichen Landröhrichten entwickeln.

Die meisten Röhrichtarten sind der Konkurrenz von P. australis unterlegen. Nur durch Glyceria maxima kann das Schilfrohr unter bestimten Umständen verdräng werden. Die Konkurrenzschwäche von P. australis gegenüber dem Wasserschwaden ergibt sich aus der unterschiedlichen Temperaturabhängigkeit des Schossens beider Arten im Frühjahr. Bis zu dem Zeitpunkt, an dem das Austreiben der Schilfschößlinge beginnt, hat hat der Wasserschwaden schon dichten Bestände entwickelt, die die jungen Schilfhalme beschatten können.
Die Entwicklung von Schilfbeständen wird durch Beweidung stark beeinträchtigt, da sie gegen Tritt und Verbiß sehr empfindlich sind. Aus diesem Grund kann P. australis als Zeiger für ungestörte Tümpel beziehungsweise Gewässerteile angesehen werden.

Aufgrund der großen ökologischen Plastizität von P. australis kann die relative Seltenheit der Art nur durch ausbreitungsbiologische Probleme erklärt werden. So ist auffällig, daß keine Schilfkeimlinge beobachtet werden konnten, was wahrscheinlich darauf zurückzuführen ist, daß die Karyopsen von P. australis in relativ kühlen Gebieten wie Schleswig-Holstein normalerweise nicht ausreifen (vgl. HEJNY 1960: 339). Die Ausbreitung muß also mithin überwiegend vegetativ erfolgen. Durch Rhizome oder Legehalme, die beträchtliche Längen erreichen können (vgl. SCHULZ 1941: 21), ist das Schilfrohr in der Lage, aus Teichen oder Gräben in unmittelbar benachbarte Tümpel einzuwandern. Daraus folgt, daß Schilfbestände in solchen Kleingewässern, die fern ab vom nächsten Vorkommen liegen, sehr wahrscheinlich auf Anpflanzungen zurückgehen (vgl. bespielsweise FRIEDRICH 1975: 79).

Kleingewässer, die von P. australis besiedelt werden, finden sich überwiegend in der Marsch und in den Flußniederungen - also jenen Naturräumen, in denen größere Schilfvorkommen weit verbreitet sind.

AUSBILDUNG VON BOLBOSCHOENUS MARITIMUS
Tab. 20, Spalten 8 und 9

Die Gemeine Strandsimse, Bolboschoenus maritimus, baut artenarme Bestände auf, die sich oft als schmaler Saum an steilen Ufern extensiv genutzter Tränken und Mergelkuhlen hinziehen. In diesen meist dicht geschlossenen Dominanzbeständen findet sich gelegentlich Schoenoplectus tabernaemontani; andere Großröhrichtarten treten weitgehend zurück (Spalte 8). Syntaxonomisch einartige Bestände entwickeln sich unter anderem in ungestörten Uferzonen neuangelegter Gewässer (Spalte 9). In flachen Tränken können sie bei starkem Beweidungsdruck auch Degradationsstadien ehemals artenreicherer Röhrichte darstellen.

B. maritimus siedelt auf sandig-tonigen bis schlammigen, meist kalkhaltigen Substraten (PHILIPPI 1977a: 131) und findet sich auch in stärker verschmutzten Gewässern. Ihre Vermehrung erfolgt überwiegend vegetativ aus jährlich neu angelegten Rhizomknollen. Diese können beim Auftreten ungünstiger Wuchsbedingungen wie beispielsweise zu hoher Wasserstände jahrelang im Substrat überdauern. Keimpflanzen werden dagegen nur selten beobachtet (vgl. auch HEJNY 1960: 304 ff.).

Gegenüber Verbiß ist B. maritimus relativ tolerant. Ebenso werden zeitweilig stärkere Trittbelastungen ertragen, da die Art aus ihren zahlreich gebildeten Rhizomknollen immer wieder austreiben kann.
Die Gemeine Strandsimse ist zwar halotolerant, findet sich aber ebenso auf reinen Süßwasserstandorten (vgl. auch HEJNY 1960: 278; SCHROTT 1974: 275; FRANKE 1987: 76). Aus ihrem Auftreten kann demzufolge nicht automatisch auf Brackwassereinfluß geschlossen werden. Auch in den Strandsimsen-gesäumten Mergelkuhlen und Dorfteichen Fehmarns, für die RAABE (1950: 54) und CHRISTENSEN (1972: 37 ff.) unterschiedliche Möglichkeiten des Salzeintrages diskutieren, konnten Leitfähigkeitsmessungen meistens keine Hinweise auf erhöhte Salzgehalte liefern.

PHILIPPI (l. cit.) stellt die Dominanzbestände von B. maritimus zu den halophilen Röhrichten. Diese werden von TÜXEN & HÜLLBUSCH (1971) als selbständige Klasse Bolboschoenetea maritimae beschrieben. Da den Beständen in Kleingewässern jegliche Salzzeiger fehlen, werden sie vorerst dem Schoenoplecto-Phragmitetum australis zugeordnet.

Die Ausbildung von Bolboschoenus maritimus findet sich überwiegend in küstennahen Naturräumen, in denen die Art auch in Gräben weit verbreitet ist. Im Binnenland ist sie dagegen weitaus seltener, was unter Umständen durch Ausbreitungsschwierigkeiten aufgrund von Keimungsproblemen bedingt ist.

AUSBILDUNG VON SCHOENOPLECTUS TABERNAEMONTANI
Tab. 20, Spalten 10 und 11

Die Salz-Teichsimse, Schoenoplectus tabernaemontani, die überwiegend in Tränken und Drainkuhlen zu finden ist, baut lockere Bestände auf, an denen sich nicht selten auch Bolboschoenus maritimus mit geringer Abundanz beteiligt (Spalte 10). Weitere Arten der Assoziation fehlen, obwohl S. tabernaemontani hin und wieder in anderen Ausbildungen anzutreffen ist. Syntaxonomisch einartige Bestände treten als Röhricht-Initialstadien oder als Degradationsstadien an stärker gestörten Standorten auf (Spalte 11).

Diese ebenfalls halotolerante Art besiedelt ähnliche Standorte wie B. maritimus. Im Süßwasser ist sie vor allem auf elektrolytreichen, insbesondere kalziumreichen Substraten zu finden (vgl. HEJNY 1960: 247). Sie scheint sich bevorzugt im flachen, leicht zertretenen Uferbereich offener Tränken einzustellen. Auf ihre relativ hohe Mahd- und Beweidungstoleranz weisen unter anderen JESCHKE (1963: 498), HÄRDTLE (1984: 31) und ALTROCK (1987: 31) hin.
Die kleinen Diasporen werden in der Regel durch Wind oder Tiere verbreitet und zeigen im warmen, flachen Wasser eine mäßige Keimfähigkeit. In Konkurrenz mit anderen Arten der Assoziation ist S. tabernaemontani diesen nur an gestörten Standorten überlegen.

Auch S. tabernaemonatani wird den halophilen Röhrichten zugeordnet und gilt häufig als weitere Kennart in Bolboschoenus-Assoziationen

(s. etwa CHRISTENSEN 1972: 62; PHILIPPI 1977a: 133; HÄRDTLE op. cit.).

Die Ausbildung von S. tabernaemontani ist in den Marschen und in der Nähe der Ostseeküste verbreitet, im Binnenland kommt sie dagegen seltener vor. Die Anzahl ihrer binnenländischen Vorkommen übertrifft diejenigen von B. maritimus.

Die sechs beschriebenen Dominanzassoziationen sind mit unterschiedlicher Häufigkeit in den bearbeiteten Kleingewässern anzutreffen. Welche dieser Ausbildungen sich in einem jungen Tümpel etablieren wird, hängt in erster Linie von den jeweiligen Pioniereigenschaften, der unterschiedlichen Empfindlichkeit gegenüber Tritt und Verbiß sowie vom Konkurrenzdruck zwischen den bezeichnenden Arten untereinander ab.

Werden die Pioniereigenschaften der Arten miteinander verglichen, so sind dabei in erster Linie unterschiedliche Ausbreitungsstrategien und Keimungsraten zu berücksichtigen. Die Besiedlungswahrscheinlichkeit von isolierten Kleingewässer-Neuanlagen, also von jungen Gewässern, die in größerer Entfernung vom nächsten Vorkommen liegen, kann durch folgende Reihung ausgedrückt werden, in der die Besiedlungswahrscheinlichkeit von links nach rechts zunimmt (Gattungs- und Artname jeweils mit den drei Anfangsbuchstaben abgekürzt):

Phr aus $\ll$ Bol mar $<$ Sch lac $<$ Sch tab $\ll$ Typ ang $<$ Typ lat

Die Wahrscheinlichkeit, daß sich P. australis in einer Neuanlage ohne Zutun des Menschen ansiedelt ist mithin sehr viel geringer als die Wahrscheinlichkeit, daß sich T. angustifolia oder T. latifolia einstellen werden.

Eine ähnliche Reihung läßt sich in Bezug auf die Empfindlichkeit der Arten gegenüber Tritt und Verbiß aufstellen, wodurch ihre relative Toleranz gegenüber Störungen abgeschätzt werden kann. Die Empfindlichkeit nimmt wie folgt von links nach rechts ab:

Phr aus $<$ Typ ang $\lll$ Typ lat $<$ Bol mar $\lll$ Sch lac $\lll$ Sch tab

Auf den Konkurrenzdruck der Arten untereinander kann nur aus der zeitlichen Folge unterschiedlicher Ausbildungen in einem Gewässer geschlossen werden. Dabei ist zu beachten, daß jede Röhrichtart in nährstoffreichen Tümpeln produktionskräftige Bestände aufbauen kann, die in der Lage sind, eine Ansiedlung weitere Arten zu verhindern. So können alle Arten unter optimalen Produktionsbedingungen stabile Bestände aufbauen, in denen die aquatischen beziehungsweise amphibischen Lebensräume allmählich in terrestrische übergehen. In der Regel sind jedoch Verschiebungen im Arteninventar eines artenreichen Bestandes zu beobachtet. Solche Abundanzänderungen treten beispielsweise nach erfolgreicher Simultanbesiedlung eines Gewässers durch

mehrere Arten auf oder resultieren aus anthropogenen Anpflanzungen und Eingriffen. Aus vielen, teilweise mehrjährigen Beobachtungen ergibt sich für flache, relativ nährstoffreiche und ungestörte Kleingewässer folgender Konkurrenzdruck zwischen den Arten des Schoenoplecto-Phragmitetum australis (die Konkurrenzstärke nimmt von links nach rechts zu):

Sch tab $\ll$ Sch lac $\ll$ Bol mar $<$ Typ ang $\ll$ Typ lat $<$ Phr aus

Die Ausbildungen des Schoenoplecto-Phragmitetum australis gehen in vielfältiger Weise Komplexbildungen mit anderen Vegetationseinheiten ein. Sie können beispielsweise Überlagerungskomplexe mit Beständen der Lemnetea oder des Hydrocharition bilden, die durch Wind und Strömung in die Röhrichte hineingetrieben werden. An submersen Störstellen werden lückige Ausbildungen der Assoziation von therophytischen Gesellschaften des Potamion überlagert, an wechselnassen Standorten entwickeln sich nach dem Zurückweichen des Wassers Bestände des Bidention.
Im Laufe der Sukzession kommt es zwangsläufig zu Durchdringungen mit Einheiten perennierender Kontaktgesellschaften, sei es, daß die Röhrichte mit fortschreitender Verlandung in die Potamogeton natans-Basalgesellschaft eindringen, oder daß sie von Folgegesellschaften wie dem Salicetum cinereae verdrängt werden. Mit zunehmender Eutrophierung primär nährstoffarmer Gewässer können sich Ausbildungen der Assoziation auch auf Kosten von oligo- und mesotraphenten Gesellschaften ausdehnen, wobei in erster Linie Durchdringungskomplexe mit Einheiten der Scheuchzerio-Caricetea nigrae auftreten.

Auf naturräumliche Verbreitungsschwerpunkte wurde bei der Beschreibung der einzelnen Ausbildungen hingewiesen.

7.7.1.2. GLYCERIETUM MAXIMAE (Nowinski 28) Hueck 31
(Wasserschwaden-Ried)
Tab. 20, Spalten 12 und 13

Bestände des Glycerietum maximae finden sich gelegentlich in Mergelkuhlen, Tränken, Drainkuhlen und Altwässern. Am Aufbau der Dominanzassoziation des Wasserschwadens sind neben der mit mittlerer Stetigkeit vertretenen Art Lycopus europaeus vereinzelt auch Typha latifolia, Sparganium erectum, Oenanthe aquatica und Iris pseudacorus beteiligt (Spalte 12). Über mächtigen Sapropelböden entwickeln sich hin und wieder syntaxonomisch einartige Bestände von Glyceria maxima (Spalte 13).

Der Wasserschwaden siedelt bevorzugt auf nährstoffreichen, oft kalkhaltigen Substraten (vgl. HUECK 1931: 122; VAN DER VOO & WESTHOFF 1961: 238; NEUHÄUSL 1965: 83). Er zeigt eine deutliche Affinität zu Sapropelböden und ist relativ unempfindlich gegen Wasserverschmutzungen (HEJNY 1960: 329). In hypertrophen, polysaproben Gewässern kann die hemerophile Art andere Röhrichtbestände verdrängen.

Stärkere Wasserstandsschwankungen sowie das Austrocknen der Standorte kann G. maxima problemlos überstehen (vgl. HILBIG 1971b: 267). Seine Assimilationstätigkeit wird im Winter nur kurze Zeit unterbrochen. Aufgrund dieser langen Wachstumsperiode, in der größere Mengen leicht zersetzbarer Phytomasse produziert werden, trägt der Wasserschwaden stark zur Sapropelbildung bei, wohingegen beispielsweise Phragmites australis einen festen Schilftorf aus überwiegend nur schwach zersetzten Wurzel- und Rhizomteilen aufbaut (vgl. NEUHÄUSL 1965: 107; WEBER 1978: 45). Auf instabilen Substraten bildet G. maxima mit kurzen Ausläufern dichte, schwingrasenähnliche Bestände, die weiteren Röhrichtarten das Eindringen erschweren und vorhandene Arten verdrängen können (vgl. 7.7.1.1.: Ausbildung von P. australis). Solche Schwingdecken sind kaum zu betreten.
Die Art ist relativ beschattungstolerant und findet sich auch in lückigen Weidengebüschen und unter Erlen. Während sie gegen Mahd relativ unempfindlich ist, führt Viehtritt rasch zur Vernichtung ihrer Bestände (NEUHÄUSL 1965: 43; REICHHOFF 1978: 445; s. aber auch HEJNY 1960: 330).

Das Glycerietum maximae wird öfters vom Lemnetum trisulcae oder von der Bidens cernua-Basalgesellschaft überlagert. Gelegentlich sind Durchdringungen mit Einheiten der Scheuchzerio-Caricetea nigrae ausgebildet.

Nach DIERSCHKE & TÜXEN (1975: 162) kann aus dem Auftreten von G. maxima noch keine gesicherte Aussage über den Nährstoffgehalt eines Gewässers gewonnen werden. Dennoch können Durchdringungskomplexe mit eher mesotraphenten Arten der Scheuchzerio-Caricetea nigra an Kleingewässern als gerichtete Entwicklung aufgrund von Eutrophierungsprozessen angesehen werden.

Flächenhaft entwickelte Bestände der Assoziation finden sich nur in Kleingewässern der Flußniederungen und der Marschen. Vereinzelt treten kleinere Herden des Wasserschwadens auch in anderen Naturräumen auf.

7.7.1.3. SPARGANIETUM ERECTI (Roll 38) Philippi 73
(Gesellschaft des Aufrechten Igelkolbens)
Tab. 20, Spalten 14 und 15

Das Sparganietum erecti ist eine der bezeichnendsten Pflanzengesellschaften schleswig-holsteinischer Tümpel. Sie findet sich in den meisten Tränken und tritt darüber hinaus mit unterschiedlicher Häufigkeit auch in anderen Nutzungstypen auf.

Alle Dominanzbestände des Ästigen Igelkolbens werden in dieser Arbeit ohne Rücksicht auf die Unterarten dem Sparganietum erecti zugeordnet. Die einzelnen Subspezies können makroskopisch ausschließlich an der Form ihrer reifen Früchte unterschieden werden, wobei eine scharfe Trennung selbst dann nicht immer durchzuführen ist (vgl. CASPER & KRAUSCH 1980: 78). Soweit möglich wurden die Vorkommen bis zur Unterart bestimmt. Danach läßt sich folgende Verbrei-

tung der Unterarten in den Kleingewässern festhalten:
- subsp. erectum - selten, überwiegend im Süden des Landes verbreitet;
- subsp. microcarpum - häufigste Unterart, überall anzutreffen;
- subsp. neglectum - seltener als ssp. microcarpum, aber in allen Landesteilen zu beobachten.

Am Aufbau der Assoziation beteiligen sich überwiegend Kleinröhrichtarten wie Sparganium simplex, Oenanthe aquatica, Eleocharis palustris und Equisetum fluviatile (Spalte 14). Die Klassenkennarten Alisma plantago-aquatica und Iris pseudacorus treten hin und wieder faziesbildend auf. Artenarme Bestände finden sich als Pionierstadien in Neuanlagen oder als Degradationsstadien in tieferen Zonen stärker gestörter Gewässer (Spalte 15).

S. erectum besiedelt ähnlich wie Typha latifolia und Glyceria maxima überwiegend nährstoffreiche und verschmutzte Gewässer, in denen sich Sapropelschichten entwickelt haben (vgl. HEJNY 1960: 351; FRANKE 1987: 71), ist aber auch auf mineralischem Boden anzutreffen. Während S. erectum subsp. neglectum kalkarme bis mäßig kalkreiche Substrate zu bevorzugen scheint, siedelt die Subspezies erectum auf eher kalkhaltigen Böden (PHILIPPI 1977a: 139; CASPAR & KRAUSCH 1980: 81). S. erectum subsp. microcarpum zeigt keine Präferenz hinsichtlich des Kalkgehaltes im Boden.
Der Aufrechte Igelkolben ist an Wasserstandsschwankungen relativ gut angepaßt. Er kann sowohl flache Gewässer bis in Tiefen von 70 cm besiedeln, als auch Wuchsorte, die langfristig trockenfallen. Da die Art gegen Mahd und Beweidung vergleichsweise unempfindlich ist, können ihre Bestände als Ersatz für solche Großröhrichte auftreten, die diesen Belastungen nicht gewachsen sind (vgl. PHILIPPI l. cit.).
Die Diasporen von S. erectum werden überwiegend im Darmtrakt von Vögeln verbreitet, aus dem sie unverdaut wieder ausgeschieden werden (vgl. GRÖNTVED 1954: 216). Die Keimungsrate der Samen ist relativ hoch. Die Pflanzen entwickeln ein tief in den Boden eindringendes Rhizomsystem, das ihnen eine starke Ausbreitung ermöglicht. (vgl. HEJNY l. cit.).

Aufgrund seiner weiten ökologischen und soziologischen Amplitude wird S. erectum als Klassenkennart eingestuft, die ihren Schwerpunkt im Phragmition besitzt (vgl. DIERSSEN et al. 1988). Nicht nur syntaxonmoisch einartige Bestände, die hier dem Sparganietum erecti zugeordnet werden, können aus diesem Grund auch als Basalgesellschaft der Klasse aufgefaßt werden.
S. erectum subsp. neglectum wird oft als Kennart einer eigenen Assoziation, dem Glycerio-Sparganietum neglecti, angesehen, die sich standörtlich vom Sparganietum erecti unterscheiden soll (s. dazu KOCH 1926: 51; PHILIPPI 1977a: 131; POTT 1980: 101). WESTHOFF & DEN HELD (1975: 130) deuten an, daß diese Assoziation wahrscheinlich nur eine Komplexeinheit darstellt (s. auch PHILIPPI l. cit.).

Das Sparganietum erecti tritt häufiger in Überlagerung mit dem Lemnetum gibbae oder dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae auf. An ehemals

gestörten, zur Zeit der Aufnahme aber unbeeinflußten Standorten sind nicht selten Durchdringungen der Assoziation mit der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ausgebildet, die gelegentlich wiederum von einer Bidens cernua-Basalgesellschaft überlagert wird.

Das Sparganietum erecti ist in allen Naturräumen sehr häufig anzutreffen.

7.7.1.4. ACORETUM CALAMI (Schulz 41) Knapp & Stoffers 62 (Calmus-Ried)

Tab. 20, Spalte 16

Am Rande von Tränken und Niedermoor-Torfstichen ist das seltene Calmus-Ried anzutreffen, an dessen Bestandsaufbau vorwiegend Typha latifolia und Glyceria maxima sowie Lycopus europaeus beteiligt sind.

Acorus calamus ist eine alte Nutzpflanze, die wahrscheinlich erst im 16. Jahrhundert aus Ostasien nach Europa eingeführt wurde. Sie ist anspruchslos und wächst sowohl an mäßig oligotrophen wie auch an eutrophen, teilweise sogar verschmutzten Standorten. Bevorzugt werden organogene Böden besiedelt; gegenüber dem Kalkgehalt des Substrates verhält sich die Art indifferent (s. NEUHÄUSL 1965: 148; PHILIPPI 1977a: 135; POTT 1980: 102). Der Calmus dringt bis in 120 cm Wassertiefe vor (REICHHOFF 1978: 445), kann aber auch auf ständig durchfeuchteten Böden ausgedehnte Wiesen bilden (SCHULZ 1941: 37). Da seine stark aromatischen Blätter vom Vieh gemieden werden und die Art zudem relativ trittresistent ist, entwickeln sich Calmus-Bestände bevorzugt in beweideten Uferzonen, aus denen andere Röhrichtarten durch Tritt und Verbiß zurückgedrängt werden.
A. calamus blüht in Europa nur selten, wobei die Fruchtentwicklung laut RIEDL (1980: 324) bisher nicht beobachtet werden konnte. Demzufolge kann die Art nur durch Losreissen und Verdriften von Rhizomstücken oder durch Anpflanzungen verbreitet werden.

> Auf die intermediäre Stellung dieser durch A. calamus determinierten Assoziation zwischen dem Phragmition und dem Magnocaricion weisen unter anderen HILBIG (1971b: 266); PHILIPPI (l. cit.) und FRANKE (1987: 71) hin.

Das Acoretum calami tritt in Überlagerung mit dem Lemnetum trisulcae und in Durchdringung mit der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft auf. In einem Niedermoor-Torfstich (2428-01) auf der Glinder Geest fanden sich lockere Calmus-Bestände in einer geschlossenen Sphagnum fallax-Decke.

Die Assoziation wurde fast ausschließlich in Kleingewässern solcher Flußniederungen gefunden, in denen größere Calmus-Bestände entwickelt sind. Die wenigen weiteren Vorkommen dürften auf Anpflanzungen zurückzuführen sein.

7.7.1.5. BUTOMETUM UMBELLATI Koncz. 68
(Schwanenblumen-Röhricht)
Tab. 20, Spalten 17 und 18

Im Flachwasser von Altwässern, Aushubgruben und Mergelkuhlen können sich Bestände entwickeln, die von Butomus umbellatus dominiert werden. Am Aufbau dieser Bestände beteiligen sich mit geringen Stetigkeiten auch Bolboschoenus maritimus und Sparganium erectum. Nur vereinzelt werden weitere Arten des Verbandes und der Klasse angetroffen (Spalte 17). Syntaxonomisch einartige Bestände treten in neu angelegten oder entlandeten Gewässern auf (Spalte 18).

Die Schwanenblume siedelt meist auf humosen Schlammböden basen- und nährstoffreicher bis verschmutzter Gewässer (HEJNY 1960: 178; PHILIPPI 1977a: 137). Sie bevorzugt Wassertiefen von 20 bis 50 cm, kann aber auch längere Trockenphasen unbeschadet überstehen. Auf die schwache Salztoleranz von B. umbellatus weisen ROLL (1940: 612) und CHRISTENSEN 1972: 66) hin. Manchmal sind ihre Bestände eutraphenten Röhrichten vorgelagert, durch die sie in späteren Verlandungsstadien verdrängt werden. So beschreibt CHRISTENSEN (1972: 67) die räumliche Nachbarschaft von B. umbellatus mit Bolboschoenus maritimus in den Mergelkuhlen Fehmarns (vgl. auch PUCK 1985: 45).
Die Vermehrung der Art vollzieht sich in erster Linie über Brutknospen, die sich in den Blattachseln des Rhizoms entwickeln und leicht abbrechen (s. MARKGRAF 1981b: 174). Das ästhetisch ansprechende Erscheinungsbild der blühenden Schwanenblume führt dazu, daß die Art in Kleingewässern gelegentlich auch gepflanzt wird.

Aufgrund enger Kontakte mit Arten des Sagittario-Sparganietum emersi ordnet POTT (1980: 117) die Butomus-Bestände der Westfälischen Bucht dieser Assoziation als dominanzgeprägte Ausbildung zu (vgl. auch PHILIPPI l. cit.; FRANKE 1987: 82).

Das Butometum umbellati tritt in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae, dem Lemnetum trisulcae und dem Riccielletum fluitantis auf. Durchdringungskomplexe sind unter anderem mit den Basalgesellschaften von Potamogeton natans, Polygonum amphibium sowie Elodea nutallii ausgebildet.

Die Assoziation wird hauptsächlich in den Kleingewässern der Flußniederungen und der Marsch angetroffen. Vorkommen in anderen Naturräumen sind wahrscheinlich auf Anpflanzungen zurückzuführen.

7.7.1.6. SAGITTARIO-SPARGANIETUM EMERSI Tx 53
(Pfeilkraut-Röhricht)
Tab. 20, Spalten 19 und 20

Das Sagittario-Sparganietum emersi wird im allgemeinen durch das Auftreten von Sagittaria sagittifolia und Sparganium emersum charakterisiert. Beide Arten neigen zur Faziesbildung. In den untersuchten

Kleingewässern konnte ausschließlich die Ausbildung von S. emersum beobachtet werden.

In extensiv oder nur episodisch genutzten Tränken entwickeln sich lockere, niederwüchsige Röhrichtbestände, die von S. emersum dominiert werden. Außerdem beteiligt sich vor allem Alisma plantago-aquatica mit relativ hoher Stetigkeit am Aufbau dieser Gesellschaft, tritt aber nur mit geringen Deckungen auf. Seltener sind auch Equisetum fluviatile, Typha angustifolia und T. latifolia anzutreffen (Spalte 19). Syntaxonomisch einartige Bestände finden sich gelegentlich in größerer Tiefe anderen Kleinröhrichten vorgelagert oder als ausdauerndes Pionierröhricht in relativ nährstoffarmen Tümpeln (Spalte 20).

Das Sagittario-Sparganietum emersi siedelt nach PHILIPPI (1977a: 137) vorwiegend in nährstoffreichen bis verschmutzten Gewässern über kalkhaltigem Grund (vgl. auch POTT 1980: 85 f.). Diese Angaben können für die angetroffene Ausbildung der Assoziation mit Sparganium emersum nicht bestätigt werden. Auch PHILIPPI (l. cit.) beschreibt Ausbildungen ohne Sagittaria sagittifolia, die in kalkarmen Bächen des Oberrheingebietes vorkommen. Schon hier zeigt sich, daß beide bezeichnenden Arten unterschiedliche Standortpräferenzen besitzen, die dazu führen, daß sie häufig getrennt auftreten (s. auch SCHROTT 1974: 281; FRANKE 1987: 78). Während sich beispielsweise Sparganium emersum gegenüber dem Kalkgehalt indifferent verhält, kommt Sagittaria sagittifolia überwiegend in Gewässern mit mittleren Kalkgehalten vor (WIEGLEB 1978). Im Vergleich zum Pfeilkraut besiedelt der Igelkolben seichtere Uferbereiche nährstoffärmerer bis nur mäßig nährstoffreicher Gewässer, in denen unter einer dünnen Schlammauflage aus organischem Material meist mineralisches Substrat ansteht (vgl. FRANKE 1987: 81). Die Vitalität von S. emersum scheint durch Trockenphasen beeinträchtigt zu werden (HEJNY 1960: 349). Auf Tritt- und Verbißbelastung reagiert die Art empfindlicher als beispielsweise S. erectum. Des öfteren konnten in 40 bis 50 cm Wassertiefe lockere Bestände angetroffen werden, die außerhalb der Reichweite von Weidetieren anderen, beweidungstoleranteren Röhrichten vorgelagert waren.

Das Sagittario-Sparganietum erecti wird von PASSARGE (1964) zusammen mit anderen Kleinröhrichten in einen Verband Eleocharito-Sagittarion gestellt (s. auch HILBIG 1971b: 276).

Bestände von S. emersum werden oft in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae angetroffen. Zudem werden sie regelmäßig von der Potamogeton natans-Basalgesellschaft und häufig vom Glycerietum fluitantis durchdrungen. Seltener treten Durchdringungskomplexe mit dem Hottonietum palustris, der Eleocharis palustris-Gesellschaft und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft auf.

Das Sagittario-Sparganietum emersi kommt in seiner Ausbildung von S. emersum in den meisten Naturräumen vor. Verbreitungsschwerpunkte zeichnen sich für die Hohen Geest und die Binnensandergebiete des Östlichen Hügellandes ab.

7.7.1.7. OENANTHO-RORIPPETUM AMPHIBIAE (Soô 27) Lohm. 50
(Wasserfenchel-Röhricht)
Tab. 20, Spalten 21 bis 23

Die durch Oenanthe aquatica und Rorippa amphibia gekennzeichnete Assoziation findet sich in zwei unterschiedlichen Lebensräumen: zum einen bilden ihre Bestände einen schmalen Saum vor anderen Röhrichtgesellschaften oder treten an Störstellen in diesen auf, zum anderen besiedeln sie trockenfallende und später wieder flach überschwemmte Gewässerböden.
Die Assoziation kann in eine Ausbildung mit R. amphibia und eine Ausbildung von O. aquatica (ohne R. amphibia) gegliedert werden. Am Gesellschaftsaufbau der erstgenannten Ausbildung beteiligen sich vor allem O. aquatica sowie Schoenoplectus lacustris und Sparganium erectum. Weitere Arten des Phragmition sind nur mit geringer Stetigkeit vertreten (Spalte 21). Diese Ausbildung ist vor allem in Kontakt mit anderen Röhrichtgesellschaften oder zwischen Seggenbulten entwickelt, auf entblößten Gewässerböden findet sie sich selten.
In der weitaus häufigeren Ausbildung von O. aquatica finden sich unter anderem Eleocharis palustris, Lycopus europaeus und Alisma plantago-aquatica, wobei die Klassenkennarten auch dominant auftreten können (Spalte 22). Diese Ausbildung zeigt ihre optimale Wüchsigkeit im eutrophen Flachwasser derjenigen Uferzonen, die im Vorjahr trockengefallen waren. Schon bald nach dem Trockenfallen entwickelt sich ein grüner Teppich, der aus zahllosen Keimlingen des Wasserfenchels besteht. Im Herbst werden die bis dahin ausgebildeten Blattrosetten überflutet und überwintern unter dem Eis. Mit Erwärmung des Wassers im fogenden Frühjahr entwickeln sich mächtige Stauden, die an unbeschatteten, nährstoffreichen Standorten Höhen bis über 130 cm erreichen. Sie sterben nach der Blüte im Sommer ab. O. aquatica tritt an solchen Standorten also als winterannuelle Art auf. In Spalte 23 sind überwiegend junge, einartige Bestände des Wasserfenchels erfaßt.

Das Oenantho-Rorippetum amphibiae entwickelt sich bevorzugt auf wechselnassen, schlammig-tonigen Böden, die von nährstoffreichem Wasser flach überschwemmt werden (vgl. etwa HILBIG 1971b: 276; WESTHOFF & DEN HELD 1975: 139; PHILIPPI 1977a: 137). Die Bestände der hemerophilen Assoziation finden sich meist auf Sekundärstandorten wie beispielsweise an Viehtränken oder auf Störstellen in anderen Phragmition-Gesellschaften (REICHHOFF 1978: 446; ULLMANN & VÄTH 1978: 149). Ihre Initialentwicklung scheint an eine limose Phase gebunden zu sein.

Die ausdauernde, relativ schattentolerante Sumpfkresse siedelt bevorzugt zwischen anderen Röhrichtarten und vermehrt sich überwiegend vegetativ, indem sich ihre niedergedrückten Sproßabschnitte bewurzeln und neue Individuen bilden (HEJNY 1960: 85). Auf diese Weise kann sich am wasserseitigen Rand von hochwüchsigen Röhrichten ein schmaler Saum entwickeln, in dem R. amphibia dominiert. Die Keimpflanzen dieser Art scheinen gegen langfristige Überflutungen relativ empfindlich zu sein, während die adulten Pflanzen längere Zeit submers überdauern können.

Der Wasserfenchel zeigt ein ausgeprägtes Pionierverhalten. Seine reichlich gebildeten Diasporen, die leicht verschleppt werden können, keimen sowohl auf feuchten Böden wie auch auf abgestorbenen oder lebenden Pflanzenteilen. Dadurch ist er unter anderem befähigt, sich auf lichten Schwingdecken einzustellen. Aufgrund seiner hohen Schattentoleranz kann sich der Wasserfenchel auch unter Weiden- und Erlengebüsch entwickeln. Er ist eine der letzten Arten, die beim Zuwachsen der Kleingewässer verdrängt werden (vgl. ROLL 1940: 579 ff.).
O. aquatica vermehrt sich in Tümpeln anscheinend ausschließlich generativ und durchläuft in der Regel einen winterannuellen Lebenszyklus, der in etwa jenem von Ranunculus sceleratus entspricht (s. 7.4.1.2.). Gelegentlich tritt zum Herbst noch eine zweite, niedrigwüchsige Generation auf. Die von CASPAR & KRAUSCH (1981: 688) erwähnte ausdauernde Lebensweise, bei der es zur Ausläuferbildung kommen soll, konnte nicht beobachtet werden.

Nicht selten ist O. aquatica mit Ranunculus sceleratus vergesellschaftet (s. etwa ULLMANN & VÄTH l. cit.; OBERDORFER 1983: Tab. 160). Zumindest die syntaxonomisch einartigen Bestände der Wasserfenchel-Ausbildung könnten aufgrund floristischer, standörtlicher und lebensstrategischer Übereinstimmungen ebenso dem Bidention angeschlossen werden. Komplexbildungen dieser Ausbildung werden im folgenden konsequenterweise als Überlagerungen bezeichnet.

Da das Oenantho-Rorippetum amphibiae eine floristische und strukturelle Sonderstellung innerhalb des Verbandes einnimmt, schlagen einige Autoren die Abspaltung dieser und verwandter Assoziationen vom Phragmition vor (s. unter anderen KOPECKY 1965; WESTHOFF & DEN HELD 1975; PASSARGE 1978b; vgl. aber auch PHILIPPI 1977a: 119). Weitere Hinweise für eine neue Fassung und Zuordnung der Gesellschaft könnten sich aus einer umfassenden pflanzensoziologischen Analyse der Bestände unter besonderer Berücksichtigung der Lebensstrategien aller beteiligten Arten ergeben.

Das Oenantho-Rorippetum wird häufig vom Lemnetum trisulcae oder der Lemna minor-Basalgesellschaft überlagert. Die Ausbildung von Oenanthe aquatica findet sich hin und wieder in Überlagerung mit dem Glycerietum fluitantis und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft.

Die Assoziation kann in den meisten Naturräumen angetroffen werden. Verbreitungsschwerpunkte sind nicht zu erkennen.

7.7.1.8. HIPPURIDETUM VULGARIS Passarge 55
(Tannenwedel-Röhricht)
Tab. 20, Spalte 24

Im flachen Wasser von Niedermoor-Torfstichen und Deichwehlen wurden lockere, niedrigwüchsige Bestände des Hippuridetum vulgaris angetroffen. Am Aufbau dieser durch den Tannenwedel gekennzeichneten Assoziation beteiligten sich lediglich Equisetum fluviatile, Bolboschoenus maritimus und Phragmites australis.

H. vulgaris siedelt in kalkreichen, meist eutrophen, oft verschmutzten Gewässern und scheint schlammige Böden zu bevorzugen (HEJNY 1960: 136; PHILIPPI 1977a: 139) Als relativ konkurrenzschwache Art stellt sie sich vornehmlich an leicht gestörten, in Küstennähe auch brackwasserbeeinflußten Standorten ein (vgl. CASPAR & KRAUSCH 1981: 674).
In tiefen, klaren Gewässern tritt der Tannenwedel in einer flutenden, sich nur vegetativ vermehrenden Wasserform auf. In dieser Wuchsform überwintert er auch in flachen, überstauten Uferzonen. Im folgenden Frühjahr entwickelt er seine amphibische Landsprosse, die blühen und fruchten können (vgl. HEJNY l. cit.). Längerfristige Trockenphasen kann die Art nur auf gut durchfeuchteten Böden überdauern.

H. vulgaris wird von einigen Autoren neben Eleocharis palustris als Kennart eines Eleocharito-Hippuridetum angesehen (s. KRAUSCH 1964b: 449; SCHMIDT 1981: 97). Diese Assoziation wird von PASSARGE (1978b) in das Eleocharitio-Sagittarion gestellt.
Die flutende Wasserform tendiert nach Angaben von GÖRS (1977: 108) und PHILIPPI (1. cit.) floristisch und standörtlich zum Nymphaeion.

Das Hippuridetum vulgaris wird vom Lemnetum trisulcae und der Lemna minor-Basalgesellschaft überlagert. In einem Gewässer war eine Durchdringung mit der Myriophyllum spicatum-Basalgesellschaft ausgebildet. An einem weiteren Standort wuchs Hippuris vulgaris in einem dichten Leptodictyum riparium-Polster.

Die Assoziation wurde nur selten beobachtet. Die Funde bleiben auf die Marsch und auf küstennahen Niederungen an der Ostsee beschränkt.

7.7.1.9 CICUTO-CARICETUM PSEUDOCYPERI Boer & Siss. ap. Boer 42 (Wasserschierlings-Ried)
Tab. 20, Spalten 25 und 26

Das Cicuto-Caricetum pseudocyperi ist meist als schmaler, wasserseitiger Saum den Röhricht-Schwingdecken vorgelagert oder findet sich auf wechselnassen Standorten unter lichtem Weidengebüsch. Selten treten Cicuta virosa und Carex pseudocyperus in Kleingewässern gemeinsam auf und bilden zusammen mit ausläufertreibenden Arten größere, kaum betretbare Schwingdecken über nicht gefestigten Böden.
Der Wasserschierling ist nur in Ausnahmefällen am Gesellschaftsaufbau beteiligt. Nach HEJNY (1960: 137) ist er aufgrund seiner speziellen Wurzelmorphologie (Faserwurzeln) gegenüber der Schein-Zyperngrassegge standörtlich enger eingenischt und muß als hemerophob bezeichnet werden. Da praktisch alle Tümpel dauernd oder in größeren Zeitabständen anthropogen bedingten Störungen unterliegen, wird die Assoziation demzufolge fast ausschließlich durch Carex pseudocyperus gekennzeichnet. Am Aufbau der Bestände sind eine Reihe weiterer Phragmiteta-Arten beteiligt, so vor allem Typha latifolia, Lycopus europaeus, Equisetum fluviatile und Sparganium erectum (Spalte 24). Bestände von Carex pseudocyperus finden sich auch auf stark beschatteten Standorten oder als Pionierstadien auf trockengefallenen Torfböden (Spalte 25).

Das Cicuto-Caricetum pseudocyperi ist in seiner optimalen Ausbildung eine artenreiche Schwingrasengesellschaft meso- bis eutropher, gelegentlich auch etwas verschmutzter Gewässern und siedelt in erster Linie auf kalkarmen, organischen Substraten (vgl. HILBIG 1971b: 275; PHILIPPI 1977a: 135). Bevorzugt entwickeln sich die Bestände in den äußeren Randzonen von Röhrichten, in denen sich durch Akkumulation allochtoner sowie autochtoner, leicht zersetzbarer Streu und durch ein günstiges Lichtklima optimale Wuchsbedingungen finden (vgl. HEJNY 1960: 138). Carex pseudocyperus stellt sich zudem auch auf nackten, teilweise mineralisierten Torferden ein, wie sie am Rande der Tümpel in Niedermoorgebieten anstehen können (vgl. HEJNY 1960: 322). Aufgrund ihrer hohen Schattenresistenz ist diese Art auch unter Weiden anzutreffen.

Die umstrittene soziologische Stellung des Cicuto-Caricetum pseudocyperi ist wiederholt diskutiert worden (s. etwa VAN DONSELAAR et al. 1961: 33; WESTHOFF & DEN HELD 1975: 132). Floristisch und standörtlich stellt sie eine Grenzgesellschaft zwischen Phragmition und Magnocaricion dar (PHILIPPI 1977a: 137; SCHMIDT 1981: 103) und wird meist einem dieser beiden Verbände zugeordnet. Gelegentlich wird die Assoziation mit verwandten Gesellschaften in einen eigenständigen Verband, dem Cicution virosae gestellt (so von WESTHOFF & DEN HELD op. cit.; PASSARGE 1978b; SCHMIDT 1981).

Im Gegensatz zu anderen Assoziationen des Verbandes wird das Cicuto-Caricetum pseudocyperi üblicherweise nicht ausschließlich durch die Dominanz ihrer Kennarten gekennzeichnet, sondern durch deren Präsenz, wenn diese mit einer geschwächten Vitalität anderer Röhrichtarten einhergeht. Eine räumliche Abgrenzung der Bestände dieser Assoziation von Kontaktgesellschaften, die dem gleichen Verband angehören und somit eine weitgehend ähnliche Artenkombination aufweisen, ist nicht immer eindeutig durchzuführen, da insbesondere Carex pseudocyperus vereinzelt in andere Assoziationen eindringt. Bei der Abgrenzung und Zuordnung solcher Bestände, in denen diese Segge nicht dominant auftrat, wurde die verminderte Vitalität anderer Arten als Entscheidungskriterium herangezogen.

Überlagerungskomplexe dieser Assoziation sind unter anderem mit der Lemna minor-Basalgesellschaft, seltener auch mit dem Lemnetum trisulcae ausgebildet. Die Schwingdecken mit ihrem Rhizomgeflecht und der darauf akkumulierten Streu bieten der Bidens cernua-Basalgesellschaft die Möglichkeit, sich zu entwickeln. Außerdem vermögen Bestände der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft in das Cicuto-Caricetum pseudocyperi einzudringen.

Die Assoziation ist im Östlichen Hügelland, in der Hohen Geest und in den Flußniederungen recht häufig vorzufinden. In der Niederen Geest tritt sie dagegen zurück und fehlt über weite Strecken in der Marsch.

*

Zwei weitere Vegetationseinheiten, deren Status vorerst ungeklärt bleibt, sollen dem Phragmition angeschlossen werden.

7.7.1.10. ELEOCHARIS PALUSTRIS-GESELLSCHAFT
(Gesellschaft der Gewöhnlichen Sumpfsimse)
Tab. 20, Spalten 27 bis 29

In der Uferzone genutzter oder aufgelassener Tränken entwickelt sich oft eine artenarme Gesellschaft, die von Eleocharis palustris dominiert wird. Ihre Bestände finden sich an wechselnassen Standorten und dringen bis in ungefähr 50 cm Wassertiefe vor, wobei sie die meist mineralischen Böden rasenartig überziehen. Schwingdeckenbildungen sind dagegen nur selten und von geringer Ausdehnung. Gelegentlich tritt die Gesellschaft als Initialröhricht auf Rohböden auf.
Am Aufbau der Bestände sind neben der kennzeichnenden Art überwiegend Alisma plantago-aquatica (auch faziesbildend), Equisetum fluviatile und Sparganium erectum beteiligt (Spalte 27). Bestände ohne weitere Röhrichtarten finden sich als Pionierfluren auf entblößten Böden oder stellen Röhrichtrelikte an stärker gestörten Standorten dar (Spalte 28).
Die angetroffenen Bestände von Eleocharis uniglumis sollen dieser Gesellschaft als eigene Ausbildung zugeordnet werden (Spalte 29).

Die Gemeine Sumpfsimse siedelt bevorzugt in meso- bis eutrophen Gewässern auf mineralischem, oft kalkhaltigem Substrat und scheint organogene Böden weitgehend zu meiden (HEJNY 1960: 235; PHILIPPI 1977a: 156; KÖCK 1983: 169). Mit Hilfe ihres oberflächennahen Rhizomsystems, das in der litoralen Phase sehr rasch in Richtung des Hauptrhizoms wächst, kann sie sich nach erfolgreicher Ansiedlung schnell ausbreiten. Die Art ist beweidungstolerant; aus zertretenen Rhizomsträngen können sich leicht neue Individuen entwickeln. Zudem soll der Verbiß die Bildung weiterer Rhizomausläufer anregen (HEJNY 1960: 233 f.). Auf höher gelegenen, nur selten überfluteten Uferbereichen wie auch in feuchten Wiesen findet sich E. palustris in einer morphologisch abweichenden Form, die sich unter anderem durch die Ausbildung kürzerer Rhizomabschnitte auszeichnet.
Die Sumpfsimse ist gegenüber Beschattung und dem Konkurrenzdruck durch hochwüchsige Röhrichtarten relativ empfindlich. Daher wird sie oft auf entblößte Böden und stark gestörte Uferbereiche verdrängt, auf denen sie als Ersatz für Phragmition- und Magnocaricion-Arten auftritt (vgl. PHILIPPI l. cit.). Die Eleocharis palustris-Gesellschaft muß demzufolge als hemerophiles Röhricht bewertet werden.

E. uniglumis findet sich auf ähnlichen, meist aber basenreicheren und gelegentlich brackwasserbeeinflußten Standorten. Bei nur geringen Salzgehalten im Boden können Mischbestände mit E. palustris ausgebildet sein; im Süßwasser ist die Einspelzige der Gemeinen Sumpfsimse meist unterlegen ist. Bei höherem Salzeinfluß tritt dagegen E. palustris vollständig zurück, während die Zahl der halotoleranten Arten zunimmt (s. etwa HÄRDTLE 1984: 34 f.).

Im Gegensatz zur Einstufung von HÄRDTLE (l. cit.), der die Eleocharis uniglumis-Bestände der Ostseeküste dem Eleocharitetum uniglumis Almquist 29 zuordnet, sollen die an Kleingewässern angetroffenen Bestände der Eleocharis palustris-Gesellschaft angeschlossen werden, da sie keine weiteren halotoleranten Arten aufweisen und sich weder in ihrer weiteren floristischen Zusammensetzung noch standörtlich von Eleocharis palustris-Beständen trennen lassen.

In der Literatur wird immer wieder die große strukturelle und floristische Heterogenität der Eleocharis palustris-Bestände hervorgehoben (s. etwa HILBIG 1971b: 277; PHILIPPI 1977a: 156; KOCK 1983: 169). Neben unterschiedlichen Zuordnungen dieser gelegentlich auch als Assoziation gefaßten Vegetationseinheit zum Phragmition oder Magnocaricion wird auch die Aufstellung eines Verbandes Eleocharito-Sagittarion erwogen, dem neben einem Eleocharitetum palustris auch das Sagittario-Sparganietum emersi angehört (s. HILBIG l. cit.; PASSARGE 1978b: 153; vgl. auch 7.7.1.6. und 7.7.1.8.).

Die Eleocharis palustris-Bestände sind mit zahlreichen Vegetationseinheiten vergesellschaftet. Sie werden öfters vom Lemno-Spirodeletum polyrhizae oder vom Lemnetum trisulcae, der Bidens cernua-Basalgesellschaft oder von Ranunculus aquatilis agg.-Beständen überlagert. Durchdringungskomplexe sind vor allem mit den Basalgesellschaften von Potamogeton natans und Agrostis stolonifera ausgebildet.

Die Eleocharis palustris-Gesellschaft ist in allen Naturräumen häufig anzutreffen. Die Vorkommen der Eleocharis uniglumis-Ausbildung beschränken sich weitgehend auf küstennahe Standorte.

7.7.1.11. EQUISETUM FLUVIATILE-GESELLSCHAFT (Gesellschaft des Schlamm-Schachtelhalms) Tab. 20, Spalten 30 und 31

Bestände von Equisetum fluviatile finden sich bisweilen als schmaler Röhrichtsaum, der bei Wassertiefen von 30 bis 80 cm in einem mehr oder weniger mächtigen Schlammboden wurzelt. In flachen Gewässern kann der Schlamm-Schachtelhalm hin und wieder eine den ganzen Tümpel überspannende Schwingdecke entwickeln, in der weitere Arten kaum Lebensmöglichkeiten finden. Durch absterbende Pflanzenteile kommt es unter diesen Beständen zur Bildung eines charakteristisch stinkenden Faulschlammes. Im Substrat tieferer Wasserzonen wurzelnd bildet E. fluviatile lockere, oft linear angeordnete Bestände, an deren Verlauf deutlich die Wuchsrichtung der Rhizome zu erkennen ist. Im Gegensatz zur Gewöhnlichen Sumpfsimse wird der Schlamm-Schachtelhalm nur ausnahmsweise auf mineralischen Böden angetroffen. Gelegentlich sind seine Bestände einem Eleocharis-Röhricht vorgelagert. Im Übergangsbereich beider Gesellschaften wurzelt Eleocharis palustris meist noch im mineralischen Boden, während Equisetum fluviatile in der Regel die Überschichtung des Mineralboden-Horizontes mit einer oft nur dünnen Schlammschicht anzeigt.
Am Gesellschaftsaufbau sind Sparganium erectum, Typha latifolia,

Eleocharis palustris und Bolboschoenus maritimus beteiligt, die nur mit geringen Deckungen auftreten (Spalte 30). Bestände ohne weitere Phragmitetea-Arten finden sich als Pionierröhrichte in größeren Wassertiefen (Spalte 31).

E. fluviatile gedeiht überwiegend in nährstoffärmeren bis mäßig nährstoffreichen Gewässern, die keine ausgeprägten Wasserstandsschwankungen aufweisen (HILBIG 1971b: 274; REICHHOFF 1978: 444). Bevorzugt werden kalkarmer Dy und andere Schlammböden besiedelt (HEJNY 1960: 53; PHILIPPI 1977a: 135). Die Art ist zwar mäßig schattentolerant, aber gegenüber anderen Phragmition-Arten vergleichsweise konkurrenzschwach (FRANKE 1987: 74). Sie kann sich durch ihre Ausläufer rasch ausbreiten. In einer ersten Phase werden lange Rhizome ausgebildet, die linienförmige Bestände aufbauen. Im Laufe der folgenden Jahre werden die neu eingenommenen Flächen durch Bildung kurzer Seitensprosse vollständig zugewachsen.

E. fluviatile besitzt seinen soziologischen Schwerpunkt im Phragmition, wird aber auch als schwache Verbandskennart des Caricion lasiocarpae gewertet (s. DIERSSEN 1982: 88). Während seine Bestände früher gelegentlich als Fazies des Schoenoplecto-Phragmitetum australis aufgefaßt wurden (s. GEHU 1961: 106; JESCHKE 1963: 495 f.), werden sie heute hin und wieder zu einer Assoziation, dem Equisetetum fluviatilis, zusammengefaßt (s. beispielsweise HILBIG l. cit.; KÖCK 1983: 163; FRANKE l. cit.).

Die Equisetum fluviatile-Gesellschaft kann in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae, dem Lemnetum trisulcae, Ranunculus aquatilis-Beständen und der Bidens cernua-Basalgesellschaft beobachtet werden. Durchdringungen sind vor allem mit der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ausgebildet. Hin und wieder entwickelt sich zwischen den Equisetum-Halmen eine dicht schließende Leptodictyum riparium-Gemeinschaft.

Die Gesellschaft ist in allen Naturräumen anzutreffen. In der Marsch wurde sie nur selten gefunden, in der Geest und in Binnensandergebieten des Östlichen Hügellandes häufen sich ihre Vorkommen.

Zur S y n d y n a m i k des Phragmition

In vielen Gewässern bestimmt die Produktivität von Röhrichtgesellschaften die Geschwindigkeit der Verlandungsprozesse und damit die Lebensdauer der aquatischen Systeme, da durch die Akkumulation von Streu, Rhizomen und Wurzelmasse der Boden meist solange aufgehöht wird, bis er aus dem regelmäßig überfluteten Bereich herausgewachsen ist. Damit ist die Entwicklung vom aquatischen über den amphibischen zum terrestrischen Lebensraum vollendet und die Grenzen für die vorliegende Bearbeitung erreicht. Bestände, in denen sich dieser Übergang vollzieht, stellen mithin den Endpunkt für die Tümpel-Betrachtung dar, obwohl auch sie weiterhin einer - meist langsam ablaufenden - Sukzession unterliegen.

Art, Geschwindigkeit und Ausmaß der Gewässerverlandung sind in den einzelnen Röhrichtgesellschaften recht verschieden. Die eher kleinwüchsigen Röhrichte, die meist exogenen Störungen unterliegen, tragen nur mäßig zur Verlandung bei. Die hochwüchsigen Röhrichte dagegen, die sich vorwiegend auf ungestörten Standorten entwickeln, treiben die Auflandung der Gewässerböden stark voran.
In folgenden Ausbildungen des Schoenoplecto-Phragmitetum australis konnten Übergänge vom aquatischen zum terrestrischen Lebensraum beobachtet werden: Ausbildung von Typha latifolia, Phragmites australis und Bolboschoenuns maritimus. P. australis baut die eindeutig wuchskräftigste und stabilste Einheit auf, obwohl T. latifolia kurzfristig eine höhere Masseproduktion aufweisen kann. An ungestörten Standorten kann ein Schilfröhricht nur noch durch das Hereinwachsen von Weiden aus dem Uferbereich verdrängt werden. Die T. latifolia-Bestände werden dagegen nicht selten vom Rande her von Flutrasenarten durchsetzt, die mit der Zeit zur Dominanz gelangen und den Rohrkolben verdrängen. Auch B. maritimus kann in ehemaligen Tränken dichte Bestände entwickeln, in denen eine Akkumulation von Phytomasse die Auflandung des Gewässers bis über die Überflutungsmarke vollendet.

Zum I n d i k a t o r w e r t des Phragmition

Da die Röhrichtarten ihren Nährstoffbedarf zum größten Teil aus dem Substrat decken, kommmt ihnen keine Indikatorfunktion für die Nährstoffverhältnisse im Wasserkörper zu. Im Substrat benötigen sie hingegen einen gewissen Mindestgehalt an Nährstoffen als Voraussetzung für eine langfristige Ansiedlung. Hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen am Standort stellen die Ausbildungen von Typha latifolia und T. angustifolia, das Glycerietum maximae und das Butometum umbellati höchste Ansprüche. Sie können zwar auch auf nährstoffärmeren Substraten auftreten, sich dort aber meist nur subvital halten. Die Sparganium emersum-Ausbildung des Sagittario-Sparganietum emersi, das Cicuto-Caricetum pseudocyperi und die Equisetum fluviatile-Gesellschaft finden sich überwiegend unter nährstoffärmeren Bedingungen, können aber auch in sehr nährstoffreichen bis verschmutzten Gewässern auftreten.

Einige Gesellschaften lassen gewisse Rückschlüsse auf die Bodenverhältnisse an ihren Standorten zu: so siedeln das Cicuto-Caricetum pseudocyperi und die Equisetum fluviatile-Gesellschaft fast ausschließlich auf Torfen oder organogenen Schlammböden, während die Eleocharis palustris-Gesellschaft in der Regel auf mineralische Böden beschränkt bleibt.

Die Gesellschaften und Ausbildungen sind im unterschiedlichen Maße resistent gegen exogene Störungen. Besonders anfällig sind vor allem das Schoenoplecto-Phragmitetum australis mit den Ausbildungen von Phragmites australis, Typha latifolia und T. angustifolia, außerdem das Cicuto-Caricetum pseudocyperi und bis zu einem gewissen Grade auch das Glycerietum maximae, das Sagittario-Sparganietum emersi sowie die Equisetum fluviatile-Gesellschaft. An den Wuchsorten dieser Vege-

tationseinheiten können rezente Störungen weitgehend ausgeschlossen werden. In Viehtränken indiziert ihr Auftreten meist die äußerste wasserseitige Grenze der Störungen. Die hemerophilen Gesellschaften sind dagegen eindeutige Störzeiger. Zu dieser Gruppe sind insbesondere das Sparganietum erecti, das Oenantho-Rorippetum amphibiae und die Eleocharis palustris-Gesellschaft zu zählen. Sie sind durch ihre Lebensstrategien an die extremen Belastungen angepaßt, die mit einer Beweidung verbunden sind. Da sie andererseits bei erfolgreicher Ansiedlung auch nach dem Ausfall der Störungen ein deutliches Beharrungsvermögen am Wuchsort aufweisen, können sie oft noch Jahre bis Jahrzehnte überdauern - es sei denn, daß sie von produktionskräftigeren und damit konkurrenzstärkeren Gesellschaften verdrängt werden. So finden sich ausgedehnte Bestände von Eleocharis palustris und Sparganium erectum auch in ehemaligen Tränken, die seit zwei Jahrzehnten nicht mehr genutzt werden, in denen sich Großröhrichte aber nicht eingestellt haben (s. auch 7.7.3.1.).

Auch für die Gesellschaften des Phragmition gilt, daß sich aufgrund unterschiedlicher Ausbreitungsstrategien der kennzeichnenden Arten oft zufallsbedingte Vegetationsausprägungen ergeben. Durch diesen Umstand werden die Möglichkeiten stark eingeschränkt, für die jeweiligen Wuchsorte zu gesicherten Aussagen über Nährstoffgehalte, Bodenverhältnisse und aktuelle oder vergangene Störungen zu gelangen.

7.7.2. MAGNOCARICION ELATAE Koch 26

Die in diesem Verband zusammengefaßten Seggenrieder besiedeln vorwiegend periodisch überstaute und damit etwas trockenere Standorte als die Röhrichtgesellschaften, wobei ihr Hauptzwurzelraum stark vernäßt bleibt (vgl. GULSKI 1985: 20). Primäre Vorkommen dürften in Schleswig-Holstein auf wenige Extremstandorte beschränkt sein (wechselnasse, sandige Uferbereiche oligotropher Seen, Quellfluren).

Mit der synsystematischen Gliederung des Verbandes hat sich in Schleswig-Holstein jüngst SCHRAUTZER (1988: 52) auseinandergesetzt (s. auch DIERSSSEN 1982: 88). Er differenziert die Assoziationen konventionell nach der Dominanz der beteiligten Magnocaricion-Arten (s. dazu BLAZKOVA 1971: 47; SCHRAUTZER 1988: 51). Da die einzelnen Seggenarten eine hohe ökologische Plastizität aufweisen und sich ihre Standortansprüche in weiten Bereichen überlappen, ergeben sich sowohl standörtliche wie floristische Übereinstimmungen, die SUCCOW (1974) dazu veranlaßt haben, alle Bestände in einer weit gefaßten Assoziation, dem Eu-Magnocaricetum, zu vereinigen. In dieser Assoziation bilden einzelne Sippen durch Dominanz verschiedene Fazies (vgl. auch SCHMIDT 1981: 110).

Großseggen-Bestände spielen an Kleingewässern keine so entscheidende Rolle wie die Röhrichte. Meist bestehen sie aus mehr oder weniger lockeren Verbindungen von einzelnen Horsten oder kleinen Flecken. Nur

unter speziellen Bedingungen können sie im Zuge der Verlandung größere Flächen einnehmen.

7.7.2.1. CARICETUM ELATAE Koch 26
(Steifseggen-Ried)
Tab. 21, Spalte 1

Am Rande von ehemaligen Weide- und Mergelkuhlen sind gelegentlich einzelne Horste von Carex elata anzutreffen, die sich nur selten zu größeren Bestände zusammengeschlossen haben. Am Gesellschaftsaufbau sind mit höheren Stetigkeiten Sparganium erectum und Galium palustre agg. beteiligt, andere Verbands- und Klassenkennarten treten nur vereinzelt auf.

Die Steifsegge siedelt in meso- bis eutrophen Gewässern vorwiegend auf Sandböden oder Schilftorfen; gelegentlich ist sie auch auf Niedermoortorfen über zumeist sandigem Untergrund zu finden (KOCH 1926: 59; SCHROTT 1974: 288; SCHRAUTZER 1988: 53). NEUHÄUSL (1965: 162 f.) weist in diesem Zusammenhang auf die häufig auftretenden Differenzen in den Nährstoffgehalten zwischen reichem Substrat und dem die Horste umspülenden ärmeren Wasser hin.
C. elata keimt auf trockengefallenen Flächen (KOCH 1926: 58). Sie kann stark schwankende Wasserstände gut ertragen und weit ins offene Wasser vordringen (SCHROTT l. cit.; PHILIPPI 1977a: 147).
Aufgrund des horstförmigen Wuchses differenzieren sich in ihren Beständen deutlich mosaikartige Strukturen heraus. Die im Herbst anfallende Streu wird auf den Bulten relativ rasch zersetzt, während sie im Wasser zum Aufbau des Torfschlammes beiträgt (vgl. NEUHÄUSL 1965: 157). Die relativ guten Nährstoffverhältnisse auf den ständig aus dem Wasser herausragenden Bultköpfen bieten diversen Arten unterschiedlicher soziologischer Herkunft Keimungs- und Überlebensmöglichkeiten, so daß die Segge mit zunehmendem Alter durch die Konkurrenz ihrer "Epiphyten" beeinträchtigt wird. Zwischen den einzelnen Bulten können sich je nach Wasserstand und Lichtverhältnissen andere Gesellschaften beispielsweise der Lemnetea, Potamogetonetea, Bidentetea oder des Phragmition einstellen und vielfältige Mosaikkomplexe mit dem Seggenbestand bilden.

> Ob die Verbindung der Segge mit den Arten, die sich auf ihrem Bult ansiedeln, schon als Überlagerungs- beziehungsweise Durchdringungskomplex oder noch als eine Einheit, als "Fragmentkomplex", aufzufassen ist, muß im Einzelfall untersucht werden (s. 6.1.2.). Es konnten vor allem - wenn auch mit geringer Stetigkeit - Lysimachia vulgaris, Cardamine pratensis und Urtica dioica auf den Bulten beobachtet werden.

Bestände des Caricetum elatae finden sich nur relativ selten in den Kleingewässern der Geest. Ihre Vorkommen konzentrieren sich im Östlichen Hügelland und dort insbesondere auf die Binnensandergebiete. Den Tümpeln der Marsch fehlt diese Assoziation.

7.7.2.2. CARICETUM PANICULATAE Wang. 16 ap. v. Rochow 51
(Rispenseggen-Ried)
Tab. 21, Spalte 2

Die mächtigen Horste von Carex paniculata treten meist an Standorten auf, die sich durch Quelltätigkeit oder Wasserzügigkeit auszeichnen. Am Gesellschaftsaufbau sind vor allem Galium palustre agg. und Lycopus europaeus beteiligt. Beide Arten finden sich vorwiegend auf den Bulten. Die gelegentlich anzutreffenden Einzelbulte werden dieser Assoziation zugeordnet.

C. paniculata wächst an oligo- bis eutrophen, kalkarmen bis kalkreichen Standorten auf mineralischen Böden, Niedermoortorfen oder auf mächtigen Sapropelschichten (WESTHOFF & DEN HELD 1975: 142; DE SLOOVER et al. 1979: 905; SCHRAUTZER 1988: 59). Häufig wird auf die Wasserzügigkeit der Standorte hingewiesen, die durch ständige Nährstoff-Nachlieferung ein Wachstum der Segge auch bei relativ niedrigen absoluten Nährstoffgehalten ermöglicht (vgl. DE SLOOVER et al. 1979: 913; GULSKI 1985: 21).

Die Ansiedlung von C. paniculata konnte 1985 an einem wenige Jahre zuvor ausgebaggerten Quelltümpel nördlich von Großsolt (TK 25, 1223 Husby) beobachtet werden: in dem während des ganzen Jahres mehr oder weniger gleichmäßig kühl-temperierten Gewässer hatte sich ein dichter, an der Wasseroberfläche schwimmender Bestand von Nasturtium microphyllum entwickelt, in dem sich viele Keim- und Jungpflanzen von C. paniculata vom Zwei-Blatt-Stadium bis zum kleinen, ungefähr 50 Sprosse umfassenden Horst fanden. Die Samen stammten wahrscheinlich von einigen älteren Pflanzen, die den Eingriff in der Nähe überlebt hatten. In den flachen, ufernahen Bereichen hatten die Wurzeln der jungen Segge schon den mineralischen Grund erreicht, während sie über tieferen Zonen von N. microphyllum gestützt noch im freien Wasser flottierten. Es ist zu vermuten, daß diese Jungpflanzen hier zu mächtigen Bulten heranwachsen können. Auf ähnliche Weise könnten sich solche C. paniculata-Bestände entwickelt haben, die in den Schwingdecken der Uferzonen größerer Gewässer vorgefunden werden (s. etwa KÖLBEL 1986: 43 f.).

Das Caricetum paniculatae bildet Mosaikkomplexe mit den Basalgesellschaften von Lemna minor, Bidens cernua und Agrostis stolonifera. Auf den meist wuchskräftigen Bulten der Rispensegge wurden epiphytisch auftretende Arten weitaus seltener angetroffen als bei C. elata.

Die Assoziation wurde nur in wenigen Kleingewässern der Geest und des Östlichen Hügellandes gefunden.

7.7.2.3. CARICETUM RIPARIAE (Soó 28) Knapp & Stoffers 62
(Uferseggen-Ried)
Tab. 21, Spalten 3 und 4

Zuweilen finden sich im flachen Wasser dichtschließende Herden der rasenbildenden Ufersegge. Am Aufbau dieser Bestände ist außerdem nur Galium palustre agg. regelmäßig beteiligt (Spalte 3). An einem stärker gestörten Tümpel konnte ein syntaxonomisch einartiger Bestand der Art notiert werden (Spalte 4).

C. riparia besiedelt überwiegend nährstoffreiche, schluffig-tonige, teilweise kalkhaltige Substrate, seltener ist sie auch auf Niedermoortorfen zu finden (PHILIPPI 1977a: 148; SCHRAUTZER 1988: 65). Ihre Standorte werden relativ hoch überstaut und fallen nur selten trocken (s. GEHU 1961: 125; KNAPP & STOFFERS 1962: 109). Gelegentlich ist ein leichter Salzeinfluß nachzuweisen (vgl. WESTHOFF & DEN HELD 1975: 143).
In eindrucksvoller Weise schildert HEJNY (1960: 313) die vegetative Vermehrung der Art aus den Reisfeldern der Slowakei, bei der im Jahresverlauf morphologisch unterschiedliche Ausläufergenerationen auftreten.

Von einigen Autoren werden C. riparia und C. acutiformis als Kennarten einer Assoziation, dem Caricetum ripario-acutiformis Kobenzda 30, aufgefaßt (so von KRAUSCH 1964b: 454; WIEGLEB 1977: 177; vgl. auch JESCHKE 1963: 506). Beide Arten scheinen sich aber hinsichtlich ihrer Präferenz für mittlere Wasserstände zu unterscheiden, was die Aufstellung von zwei Gesellschaften untermauert (vgl. FRANKE 1987: 91; SCHRAUTZER 1988: 67 f.).

Das Caricetum ripariae wird hin und wieder vom Lemno-Spirodeletum polyrhizae und der Bidens cernua-Basalgesellschaft überlagert sowie von der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft durchdrungen.

Die Fundorte der Assoziation liegen mit Ausnahme eines Tümpels in der Hohen Geest alle im Östlichen Hügelland. Größere Vorkommen wurden in den Niedermoor-Torfstichen des Oldenburger Grabens angetroffen (vgl. PROCHASKA 1986: 26).

7.7.2.4. CARICETUM ACUTIFORMIS Sauer 37
(Sumpfseggen-Ried)
Tab. 21, Spalte 5

Etwas weiter verbreitet als die vorgenannte Assoziation sind die Bestände von Carex acutiformis, die sich am Ufer von Mergel- und Drainkuhlen sowie Tränken und Naturschutztümpeln finden. An ihrem Aufbau beteiligen sich Sparganium erectum, Phalaris arundinacea, Scirpus sylvaticus, Lycopus europaeus und Alisma plantago-aquatica.

C. acutiformis scheint bevorzugt auf nährstoffreichen, schwach bis stark zersetzten Niedermoortorfen, seltener dagegen auch auf minera-

lischen Substraten zu gedeihen (WALTHER 1977: 70; ALTROCK 1987: 52; SCHRAUTZER 1988: 73). Sie steht in der Regel trockener als C. riparia: ihre Standorte werden nur periodisch überschwemmt (vgl. KNAPP & STOFFERS 1962: 109; FRANKE 87: 91). Dank ihrer hohen Schattentoleranz vermag die Sumpfsegge in lichte Weidengebüsche einzudringen und dort lockere Herden steriler Pflanzen auszubilden.

Durch ihre relativ breite ökologische Plastizität bedingt, vergesellschaftet sich C. acutiformis mit einer Reihe weiterer Großseggenarten. Aus diesem Grund wird sie als Kennart in verschiedenen Assoziationen aufgeführt (vgl. etwa 7.6.2.3.: Caricetum riparioacutiformis; VON DONSELAAR et al. 1961: Caricetum acutiformo-paniculatae; POTT 1980: Fazies von Carex acutiformis im Caricetum gracilis). SCHRAUTZER (l. cit.) betont dagegen die eigenständige Stellung der von C. acutiformis dominierten Bestände und faßt sie als Assoziation. Dem sei hier gefolgt.

Das Caricetum acutiformis tritt in Überlagerung mit der Lemna minor-Basalgesellschaft und in Durchdringung mit der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft auf. Innerhalb der Bestände finden sich Moosgemeinschaften mit Leptodictyum riparium oder Drepanocladus aduncus.

Die Vorkommen der Assoziation liegen zum großen Teil im Östlichen Hügelland und in den Flußniederungen. In der Geest sind sie nur vereinzelt zu finden. In der Marsch konnte das Caricetum acutiformis nicht beobachtet werden.

7.7.2.5. CARICETUM GRACILIS Almquist 29
(Schlankseggen-Ried)
Tab. 21, Spalte 6

Nur selten können die meist kleinflächig entwickelten Bestände des Caricetum gracilis in Kleingewässern angetroffen werden. Sie treten in längerfristig überschwemmten Uferbereichen von Mergelkuhlen und abgezäunten Tränken auf. In den artenarmen Beständen finden sich vor allem Galium palustre agg., Sparganium erectum und Lycopus europaeus.

Carex gracilis besitzt hinsichtlich ihrer Substratansprüche sowie ihrer Tolerenz gegen Wasserstandsschwankungen eine breite Amplitude. Sie siedelt in meso- bis eutrophen Gewässern auf Niedermoortorfen, Anmoor-, Moor- und Naßgleyen (SCHRAUTZER 1988: 81). Hinsichtlich des Nährstoffbedarfs gehören ihre Bestände laut WEBER (1978: 50) zu den etwas anspruchsvolleren Großseggen-Riedern (vgl. auch KNAPP & STOFFERS 1962: 109). Nach Entwässerung ihrer Standorte besitzt die Schlankssegge, wie viele andere Seggenarten auch, ein langes Überdauerungsvermögen. Auf anaeroben Standorten zeigt sie hohe Konkurrenzkraft, bei besserer Belüftung ist sie dagegen Arten wie Phalaris arundinacea unterlegen (vgl. BLAZKOVA 1971: 66; s. auch BALATOVA-TULACKOVA 1965: 18).

Von WESTHOFF & DEN HELD (1975: 143) wird mit dem Caricetum acuto-vesicariae eine Assoziation angegeben, die sowohl von C. gracilis wie auch C. vesicaria charakterisiert wird (s. auch WIEGLEB 1977: 181).

Das Caricetum gracilis tritt in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae und der Bidens cernua-Basalgesellschaft sowie in Durchdringung mit der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft auf. Auch wurde eine Verzahnung mit der Leptodictyum riparium-Gemeinschaft beobachtet.

Von dieser Assoziation liegen nur wenige Vorkommen aus Tümpeln des Östlichen Hügellandes und der Hohen Geest vor.

7.7.2.6. CARICETUM VESICARIAE Br.-Bl. & Denis 26
(Blasenseggen-Ried)
Tab. 21, Spalten 7 und 8

Carex vesicaria ist in weiten Teilen des Landes die häufigste Seggenart der Kleingewässer. Sie wird selten in geschlossenen Beständen angetroffen; meist finden sich nur wenige, voneinander entfernt wachsende Einzelhorste. Ihre Bestände besiedeln vornehmlich ehemalige oder noch genutzte Tränken, die entweder nur extensiv gestört oder abgezäunt sind. Die Standorte zeichen sich zudem dadurch aus, daß sie gewöhnlich erst im späten Frühjahr trockenfallen.
Neben der Blasensegge ist vor allem Galium palustre agg. mit hoher Stetigkeit am Gesellschaftsaufbau beteiligt; andere Verbands- und Klassenkennarten treten dagegen zurück (Spalte 3). Syntaxonomisch einartige Bestände sind meist auf stärkeren Beweidungsdruck zurückzuführen (Spalte 8).

C. vesicaria gedeiht in meso- bis eutrophen Gewässern auf meist basenreichen, mineralischen oder schwach anmoorigen Böden (BALATOVA-TULACKOVA 1965: 26). Ihre Standorte sind in der Regel längere Zeit flach überstaut, können aber im Sommer stark austrocknen (vgl. HEJNY 1960: 326; SOLINSKA 1963: 394). Nach KNAPP & STOFFERS (1962: 102) sind die Nährstoffansprüche von C. vesicaria etwas geringer als die von C. gracilis (vgl. auch GEHU 1961: 126).

C. vesicaria wurde früher mit C. rostrata zu einer Assoziation, dem Caricetum inflato-rostratae, vereinigt (s. beispielsweise KOCH 1926: 63 f.; SCHROTT 1974: 293). Auf standörtliche und soziologische Unterschiede in den Beständen, die jeweils von einer dieser beiden Arten aufgebaut werden, weisen unter anderem MILJAN (1933: 73), BALATOVA-TULACKOVA (1965: 24 f.) und DIERSSEN (1982: 91) hin. Diese Beobachtungen führten zur Aufspaltung der Gesellschaft in zwei Vegetationseinheiten, die heute unterschiedlichen Klassen zugeordnet werden (vgl. 7.7.1.1).

Das Caricetum vesicariae findet sich aufgrund seiner meist linienförmigen Ausbildung am Tümpelrand in vielfältiger Verzahnung mit

anderen Vegetationseinheiten. Häufig werden Überlagerungen mit dem Lemnetum trisulcae, dem Ricciellетum fluitantis und dem Hottonietum palustris sowie winterannuellen Oenanthe aquatica-Beständen angetroffen. Durchdringungen sind vor allem mit der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ausgebildet.

Im Östlichen Hügelland ist die Assoziation auf sandig-tonigen bis tonigen Tümpelufern weit verbreitet. Auch in der Hohen Geest ist sie gelegentlich anzutreffen, fehlt aber der Marsch.

7.7.2.7. PHALARIS ARUNDINACEA-GESELLSCHAFT (Gesellschaft des Rohrglanzgrases) Tab. 21, Spalten 9 und 10

Phalaris arundinacea entwickelt an Kleingewässern überwiegend artenarme Bestände, die auf Steilufern saumartig die Linie des winterlichen Hochwasserstandes markieren. Mit dem Sinken des Wassers dringt das Rohrglanzgras jedes Jahr auf tiefergelegene Flächen vor, kann sich dort aber nach dem Anstieg des Wasserspiegels im Herbst nicht halten. In den oft dicht geschlossenen Beständen finden sich mit Galium palustre agg., Lycopus europaeus, Sparganium erectum und Calamagrostis canescens nur wenige Arten, die eine eindeutige Zuordnung dieser Gesellschaft in die Phragmitetea und zum Magnocaricion rechtfertigen (Spalte 9). Häufig sind dagegen Bestände ausgebildet, die keine weiteren Phragmitetea-Arten aufweisen (Spalte 10).

P. arundinacea wird im allgemeinen als stickstoffliebende und überschwemmungstolerante Art charakterisiert, die sowohl auf mineralischen wie auch auf organischen Böden gedeiht und an vielen Standorten anthropogene Störungen indiziert (vgl. etwa FREITAG et al. 1958: 87; WESTHOFF & DEN HELD 1975: 144; MEISEL 1977: 38; WEBER 1978: 46). Da sie anscheinend während einer bestimmten Entwicklungsphase über längere Zeit auf aerobe Verhältnisse im Boden angewiesen ist, meidet sie langfristig überschwemmte Zonen und beschränkt sich weitgehend auf nur sporadisch oder nicht überflutete Flächen. Nach KOPECKY (1967: 371) wirken sich insbesondere lange Frühjahrsüberschwemmungen negativ auf die Entwicklung der Bestände aus. Dadurch werden sie auf höhere Uferbereiche verdrängt, die im Rahmen dieser Arbeit nicht mehr bearbeitet wurden.

Die soziologische Stellung der von P. arundinacea dominierten Bestände war schon kurz nach der Beschreibung des Phalaridetum arundinaceae durch LIBBERT heftig umstritten (vgl. etwa Diskussion bei ROLL 1938; 1939; FREITAG et al. 1958: 87). Die Zuordnung ist auch heute noch nicht abschließend geklärt (s. POTT 1980: 106): Sowohl die Eingliederung bestimmter Bestände in die Verbände Magnocaricion, Phragmition, Calthion oder Agropyro-Rumicion wie auch die Aufstellung eines Verbandes Phalaridion lassen sich meist schlüssig ableiten (s. etwa KOPECKY 1965 und 1966; MERIAUX 1983d). Da die aufgenommenen Bestände des Rohrglanzgrases an Kleingewässern standörtlich wie floristisch dem Magnocaricion am nächsten stehen, wurden alle

Dominanzausbildungen als ranglose Gesellschaft zusammengefaßt und diesem Verband zugeordnet.

Die Gesellschaft wird vom Riccielletum fluitantis, Hottonietum palustris und vom Bidenti-Polygonetum hydropiperis überlagert. Gelegentlich wird sie von der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft durchdrungen.

Die Phalaris arundinacea-Gesellschaft ist in allen Naturräumen verbreitet. Nur in den Tümpeln der Geest ist die Zahl ihrer Vorkommen verhältnismäßig gering.

7.7.2.8. PEUCEDANO-CALAMAGROSTIETUM CANESCENTIS Weber 78
(Sumpfreitgras-Ried)
Tab. 21, Spalte 11

An ungestörten Niedermoor-Gewässern kann Calamagrostis canescens saumartige Bestände entwickeln, die jene Uferpartien besiedeln, welche nur relativ kurz von Überschwemmungen erfaßt werden. Im fortgeschrittenen Verlandungsstadien, in denen die Tümpel von organischen Sedimenten weitgehend ausgefüllt sind und längere Zeit trockenfallen, kann das Sumpfreitgras den ganzen Gewässerboden überziehen und eine stark verfilzte Streuschicht aufbauen. Nur Iris pseudacorus und Phalaris arundinacea können sich in diesen Beständen halten.

Das Peucedano-Calamagrostietum canescentis siedelt als meist anthropogen bedingte Ersatzgesellschaft auf überwiegend basenarmen, mehr oder weniger vererdeten Niedermoortorfen (vgl. WEBER 1978: 256; SCHRAUTZER 1988: 87). Da das Sumpfreitgras durch Beweidung sehr schnell zurückgedrängt wird (s. RAABE 1984: 23), findet es sich vor allem an aufgelassenen Tränken oder auf unbetretbaren Schwingdecken. Im Laufe der Sukzession können seine Bestände andere, meist horstbildende Großseggenbestände beispielsweise von Carex elata abbauen (vgl. WEBER l. cit.). Der weiteren Vegetationsentwicklung steht auf den von C. canescens eingenommenen, oft potentiell schon bruchwaldfähigen Standorten eine hohe Streuproduktion entgegen (ALTROCK 1987: 46). Nur durch die Entwicklung von Weidengebüschen am höher gelegenen Ufer wird das wuchskräftige Gras etwas zurückgedrängt, doch kann es sich auch in lichten Beständen des Frangulo-Salicetum cinereae aufgrund seiner hohen Schattentoleranz subvital halten.

An den Tümpeln wurden ausschließlich dicht geschlossene Bestände angetroffen, in die keine anderen Gesellschaften eindringen konnten.

Das Peucedano-Calamagrostietum canescentis tritt überwiegend in den Niedermoorgebieten der Geest und der Flußniederungen auf.

7.7.2.9. SCIRPUS SYLVATICUS-GESELLSCHAFT (Gesellschaft der Waldsimse) Tab. 21, Spalten 12 und 13

An Viehtränken, Mergelkuhlen und ehemaligen Fischteichen finden sich bisweilen Dominanzbestände von Scirpus sylvaticus, die im Überflutungsbereich auf vornehmlich tonigen Böden wachsen oder in dünnen Niedermoortorf-Auflagen über stauenden Bodenschichten wurzeln. Am Gesellschaftsaufbau sind eine Reihe von Magnocaricion-und Phragmiteta-Arten beteiligt (Spalte 12). Syntaxonomisch einartige Bestände stellen sich als Pionierstadien bei Neuanlagen oder als Degradationsphasen nach starken Störungen ein (Spalte 13).

S. sylvaticus besiedelt wasserzügige bis quellige, nährstoff- und basenreiche Standorte (vgl. OBERDORFER 1983: 378; ALTROCK 1987: 85). Die rhizombildende Art ist - wie viele Arten des Magnocaricion - mahd- und beweidungstolerant, so daß sie nicht nur in Störzonen am Gewässerufer sondern auch in Wirtschaftswiesen Dominanzbestände aufbauen kann. Aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Schattentoleranz kann sie auch in lichten Weiden- und Erlengebüschen lockere Herden ausbilden. Hier dürften ihre natürlichen Standorte zu suchen sein.

Konventionell werden Dominanzbestände der Waldsimse als Scirpetum sylvatici Maloch 35 em. Schwick. 44 in das Calthion eingegliedert (vgl. etwa MEISEL 1977: 52; PASSARGE 1978b: 165; OBERDORFER l. cit.; SCHRAUTZER 1988: 115). Auch WIEGLEB (1977: 190) stellt solche Bestände ins Calthion, weist aber auf die physiognomische und floristische Ähnlichkeit einiger der von ihm am Harz untersuchten Bestände mit den Großseggenriedern hin. An den bearbeiteten Kleingewässern zeigen die Bestände von S. sylvaticus sowohl floristisch wie standörtlich (meist lange Überschwemmungsphasen und kurze Trockenphasen, zusätzlich geringe Wasserstandsschwankungen durch nachfließendes Grundwasser) enge Beziehungen zum Magnocaricion, so daß sie diesem Verband als ranglose Gesellschaft angeschlossen werden.

Die Scirpus sylvaticus-Gesellschaft wird hin und wieder von der Lemna minor-Basalgesellschaft überlagert und fast regelmäßig von Einheiten des Agropyro-Rumicion durchdrungen.

Die Vorkommen dieser Gesellschaft bleiben weitgehend auf das Östliche Hügelland beschränkt.

Zur S y n d y n a m i k des Magnocaricion

Die Großseggen-Rieder sind zum überwiegenden Teil Ersatzgesellschaften für störungsempfindliche Röhrichte. In der Regel werden sie bei nachlassender Störung wieder von diesen verdrängt. Haben sich in einem Gewässer keine Großröhrichte entwickelt oder entwickeln können, so werden die Seggenrieder im Laufe der Sukzession von den sich vom Rande ausdehnenden Weidengebüschen verdrängt. Unterbleibt eine Ansiedlung von Gehölzen aufgrund intensiver Nutzung der Uferbereiche, so werden

sie meist von Gesellschaften des Agropyro-Rumicion abgelöst, die sich mit zunehmender Auflandung oder nach Entwässerung zu sauergrasreichen Gesellschaften des Feuchtgrünlandes weiter entwickeln können. Nur unter besonderen Umständen stellen Seggenrieder das Endstadium der Tümpelverlandung dar. Solche Vegetationsentwicklungen sind gelegentlich in ehemaligen Weidekuhlen vermoorter Senken zu beobachten, deren Ufer längere Zeit nicht mehr beweidet wurden. Außerdem ist diese Entwicklung in größeren Mergelkuhlen zu beobachten, die vollständig von Buschwerk umgeben sind und in denen es nicht zur Ansiedlung von Großröhricht-Arten gekommen war.

Nachdem sich der Boden gebüschgesäumter Tümpel durch Sedimentation und Akkumulation soweit erhöht hat, daß er gelegentlich trockenfällt, können sich Seggenarten einstellen, sobald ihre Samen die als Ausbreitungsbarriere wirkenden Gebüsche im Darmtrakt von Vögeln überwunden haben. In mehreren Gewässern fanden sich verschiedene rhizombildende Magnocaricion-Arten, die zusammen mit Sparganium erectum und Carex rostrata Mosaikkomplexe aus Dominanzbeständen aufbauen. Die Bestände der einzelnen Arten durchdringen sich dabei kaum, sondern bilden ein Muster, das die gesamte sonnenexponierte Fläche einnimmt. Dieses Muster ist wahrscheinlich auf die Ausbreitung einzelner Individuen oder Gruppen nach einmalig erfolgter Ansiedlung beziehungsweise auf eine Ausdehnung der ufernahen Bestände nach Erhöhung des Gewässerbodens zurückzuführen. Die einzelnen Bestände schließen dabei so dicht, daß benachbarte Arten nicht eindringen können.

Zum I n d i k a t o r w e r t des Magnocaricion

Die ökologischen Ansprüche einzelner Großseggen-Arten überlappen sich in hohem Maße, so daß oft die zufallsbedingte Erstbesiedlung beziehungsweise die Vegetationsgeschichte über die Etablierung einer bestimmten Gesellschaft entscheidet (vgl. BLAZKOVA 1971: 47). An Tümpeln entwickeln sich diese Vegetationseinheiten auf wechselnassen Standorten, wobei das Substrat meist keine ausschlaggebende Rolle spielt. Flächenhaft entwickelte Bestände sind Indikatoren für anthropogen bedingte Störungen auf potentiell von Großröhrichten eingenommenen Standorten. In ungestörten Gewässern entwickeln sie sich nur dann flächenhaft, wenn Isolation oder Zufall die Ansiedlung von Phragmition-Gesellschaften verhindert haben.
Darüber hinaus sind das Caricetum paniculatae und die Scirpus sylvaticus-Gesellschaft als Zeiger für quellige oder wasserzügige Standorte anzusehen. Das Caricetum elatae scheint weitgehend auf zumindest im Unterboden sandige Substrate beschränkt zu bleiben.

7.7.3. SPARGANIO-GLYCERION Br.-Bl. & Siss. ap. Boer 42

Das Sparganio-Glycerion umfaßt niedrigwüchsige Röhrichte, die sich im fließenden und zeitweilig stehenden Wasser von Gräben, Bächen und Quellen entwickeln oder in Uferbereichen von Kleingewässern mit stark schwankendem Wasserstand auftreten (vgl. HILBIG 1971b: 277; WESTHOFF & DEN HELD 1975: 129; PHILIPPI 1977a: 161; POTT 1980: 118).

In den untersuchten Gewässern besiedeln jene Bestände, die im folgenden diesem Verband zugerechnet werden, wasserzügige Standorte oder gestörte Uferbereiche. In den Vegetationsaufnahmen finden sich nur wenige Verbandskennarten und diese nur mit geringer Stetigkeit. Gleichzeitig fehlen aber vielfach auch solche Arten, die eine Zuordnung der Bestände zum Phragmition oder gegebenenfalls zum Magnocaricion rechtfertigen würden. Insbesondere die Einordnung der Glyceria declinata-Gesellschaft in das Sparganio-Glycerion hat vorläufigen Charakter (s. 7.7.3.3.).

Die Abgliederung einer eigenen Ordnung Nasturtio-Glycerietalia innerhalb der Phragmitetea mit diversen, unterschiedlich gefaßten Verbänden wird unter anderem von BALATOVA-TULACKOVA (1963); PASSARGE (1964) sowie WESTHOFF & DEN HELD (1975) diskutiert (vgl. auch Übersicht bei BAREAU 1982).

7.7.3.1. GLYCERIETUM FLUITANTIS Br.-Bl. 25 emend. Wilz. 35
(Flutschwaden-Bachried)
Tab. 22, Spalten 1 und 2

Das Glycerietum fluitantis gehört zu den charakteristischen Pflanzengesellschaften der Kleingewässer Schleswig-Holsteins.In sehr flachen Gewässern kann der Flutschwaden Schwingdecken über unverfestigter Mudde entwickeln und die gesamte Fläche überziehen. An wasserzügigen Standorten tritt manchmal eine von Berula erecta beherrschte Fazies auf. Insbesondere in Tränken, zu denen das Vieh freien Zugang hat, entwickeln sich in 10 bis 40 cm Tiefe Bestände, die von Glyceria fluitans beherrscht werden. Hin und wieder gesellen sich weitere beweidungstolerate Arten wie Alisma plantago-aquatica und Sparganium erectum hinzu (Spalte 1). Auch bei stärkerer Trittbelastung kann G. fluitans relativ lange überdauern und wird erst als letzte Röhrichtart zurückgedrängt. Die dann syntaxonomisch einartigen Bestände stellen somit Degradationsstadien ehemals artenreicherer Röhrichte dar. Zudem tritt der Wasserschwaden auch als Pionier auf Rohböden auf (Spalte 2).

G. fluitans verhält sich weitgehend indifferent gegenüber Substrat und Nährstoffversorgung in seinen Siedlungsgewässern. Die weite ökologische Amplitude dieser Art kommt besonders durch die verschiedenen Angaben in der Literatur zum Ausdruck, die Auskunft über ihre Standortanprüche geben. So werden die Standorte von G. fluitans als nährstoffreich bezeichnet (PHILIPPI 1977a: 161) oder als eher nährstoffarm und oft auch kalkarm charakterisiert (zum Beispiel bei HILBIG 1971b:

Tabelle 22: Sparganio-Glycerion

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8
Anzahl der Aufnahmen		20	23	3	1	5	3	2	2
Mittlere Artenzahl		8	6	5	4	8	10	6	9
Ch_1	Glyceria fluitans	V^{+-5}	V^{2b-5}	.	.	V^{r-2a}	.	.	.
Ch_2	Glyceria plicata	.	.	3^{3-4}	1^{5}	.	.	.	.
D_3	Glyceria declinata	.	.	.	.	V^{2b-4}	3^{2b-3}	.	.
Ch_4	Nasturtium microphyllum	.	.	.	.	.	.	2^{+-3}	1^{+}
Ch_5	Catabrosa aquatica	.	.	.	.	.	.	.	2^{2b-5}
V	Veronica beccabunga	r^{+}	.	2^{+-2b}	.	.	.	.	2^{r-+}
	Berula erecta	r^{5}	.	1^{+}	.	.	.	2^{2a-5}	.
K	Sparganium erectum	III^{r-2b}	.	1^{1}	.	.	.	.	.
	Alisma plantago-aquatica	III^{r-2b}	.	.	.	.	.	.	.
	Lycopus europaeus	II^{1-5}	.	.	.	.	.	.	.
	Equisetum fluviatile	$+^{1-2a}$	.	.	.	.	.	.	.
	Sium latifolium	r^{2b}	.	.	.	.	.	.	.
	Mentha aquatica	r^{r}	.	.	.	.	.	.	.
	Rumex hydrolapathum	r^{r}	.	.	.	.	.	.	.
B	Lemna minor	III^{2m-4}	IV^{1-4}	2^{2m-2a}	.	IV^{1-4}	1^{3}	2^{2m}	2^{2m-2b}
	Agrostis stolonifera	III^{+-3}	II^{+-3}	2^{2b}	.	II^{1-2a}	1^{1}	.	1^{4}
	Ranunculus repens	III^{r-2m}	I^{+-1}	.	.	II^{r-+}	1^{+}	.	1^{r}
	Spirodela polyrhiza	$+^{2m-4}$	II^{+-2b}	.	.	II^{1}	.	2^{1-2m}	1^{2b}
	Bidens tripartita	$+^{1}$	II^{+-2b}	.	.	II^{+-1}	2^{+-1}	.	.
	Alopecurus geniculatus	r^{1}	II^{+-2a}	1^{2a}	1^{1}	II^{+-2m}	1^{1}	.	1^{1}
	Bidens cernua	I^{r-1}	r^{2b}	.	.	I^{1}	.	.	2^{+-2a}
	Ranunculus sceleratus	.	I^{r-+}	1^{2m}	.	II^{+}	.	.	.
	Gnaphalium uliginosum	.	I^{+-1}	.	.	I^{1}	2^{1}	.	.
	Plantago major	r^{+}	.	1^{+}	.	I^{+}	2^{+}	.	.
	Polygonum aviculare agg.	.	.	.	.	I^{1}	2^{+-1}	.	.

Spalte 1: Glycerietum fluitantis
Spalte 2: Glyceria fluitans-Bestände
Spalte 3: Glycerietum plicatae
Spalte 4: Glyceria plicata-Bestand
Spalte 5: Glyceria declinata-Gesellschaft
Spalte 6: Glyceria declinata-Bestände
Spalte 7: Nasturtietum microphylli
Spalte 8: Catabrosetum aquaticae

281; CASPAR & KRAUSCH 1980: 215; FRANKE 1987: 85). Nach KOCH (1926: 51) wiederum siedelt die Art auf kalkhaltigem Grund. Als Substrate werden sandige, sandig-kiesige, tonige, oft anmoorige sowie torfige Böden genannt. Alle Angaben können aus Kleingewässern bestätigt werden.
Aufgrund hoher Tritt- und Beweidungstoleranz ist G. fluitans an die Standortbedingungen in offenen Tränken gut angepaßt. Seine Bestände entwickeln sich bevorzugt in flachen Uferbereichen, in welche die Tiere nur selten oder nicht vordringen. In allseits zugängliche Tränken werden tiefere Gewässerzonen häufig von einem geschlossen Glyceria fluitans-Ring umgeben (vgl. ROLL 1940: 604). In Abb. 10, die die Zonierung der Tränken aus Mergelgebieten wiedergibt, sowie im begleitenden Text (7.3.3.: Syndynamik) wurde schon näher auf den Standort des Flutschwadens zwischen Ranunculion aquatilis und Phragmition beziehungsweise Nymphaeion eingegangen (vgl. auch Beschreibung bei DANGIEN & DECORNET 1977: 64). Wird eine solche Tränke abgezäunt oder ihre Nutzung aufgegeben, so wandern vom Ufer her Flutrasen-Arten ein und durchdringen das Glycerietum fluitantis. Aus der Gewässermitte können sich - soweit vorhanden - Röhricharten ausbreiten und das Wachstum des Flutschwadens beeinträchtigen. Andererseits zeigen die Bestände von G. fluitans ein außerordentliches Beharrungsvermögen und deuten oft noch nach vielen Jahren zurückliegende Störungen an.
In Tränken, die das Vieh vollständig durchwatet, findet sich der Flutschwaden - wenn überhaupt - nur in kümmerlichen Restbeständen, da er nicht nur abgeweidet, sondern auch vom Boden losgerissen wird. Die unter solchen Bedingungen auftretende starke Hypertrophierung sowie die ständige Trübung des Wasser scheinen dagegen kaum Einfluß auf das Wachstum dieser Art zu besitzen.
Der Flutschwaden ist ausgesprochen überflutungstolerant. Optimal entwickelte Bestände finden sich auf nährstoffreichen, langfristig überstauten Standorten. Die wintergrüne Art überdauert die kalte Jahreszeit in der Regel unter dem Eis oder darin eingefroren, wobei sie weiterhin assimilieren kann (HEJNY 1960: 332).
Sinkt der Wasserstand im Laufe des Jahres, so legen sich die Grashalme dem feuchten Boden an, wobei sich die Nodien bewurzeln und neue Individuen gebildet werden. Auf diese Weise können dichte Flutschwaden-Kolonien entstehen. Gelegentlich kommt es dabei zu Schwingdecken-Bildungen über nährstoffreichen Schlammböden (vgl. SOLINSKA 1963: 398), die dann anderen ausläufertreibenden Arten wie Agrostis stolonifera die Möglichkeit bieten, bis in die Teichmitte vorzudringen. Durch die innige Verfilzung von G. fluitans mit den Flutrasen-Pflanzen entsteht ein geschlossener, nicht betretbarer Teppich, der den gesamten Tümpel überziehen kann. Mit der Zeit keimen auf diesem Teppich weitere Arten wie Bidens cernua, Epilobium palustre oder E. hirsutum. Gelegentlich wurden sogar junge Weiden auf den Flutschwaden-Schwingrasen entdeckt.
Außerdem ist G. fluitans vergleichsweise beschattungstolerant. Auch unter Weidengebüschen werden immer wieder lockere, meist sterile Flutschwaden-Bestände angetroffen. Der natürliche Standort des Flutschwadens dürfte vermutlich in Wäldern zu suchen sein, wo er in langfristig überstauten Senken gedeiht, in denen Gehölze weitgehend zurücktreten und wo demzufolge das Lichtangebot noch relativ günstig ist (vgl. auch ROLL 1940: 579 ff.).

Die Fassung des Glycerietum fluitantis und seine Abgrenzung vom Sparganio-Glycerietum neglecti ist anscheinend nicht eindeutig durchzuführen, insbesondere da die Artenzusammensetzung in beiden Assoziationen weitgehend identisch ist (vgl. SCHROTT 1974: 284; WESTHOFF & DEN HELD 1975: 130; PHILIPPI 1977a: Tab. 28 und 47; POTT 1980: 118). Im Rahmen dieser Arbeit werden alle Flutschwaden-Bestände trotz schwacher floristischer Kennzeichnung dem Glycerietum fluitantis zugeordnet.

Das Glycerietum fluitantis ist aufgrund seiner weiten standörtlichen Amplitude an einer Vielzahl von Vegetationskomplexen beteiligt. So findet sich die Assoziation unter anderem in Überlagerung mit dem Lemno-Spirodeletum polyrhizae, dem Lemnetum trisulcae und der Lemna minor-Basalgesellschaft sowie mit dem Hottonietum palustris, den Ranunculus aquatilis agg.-Beständen, verschiedenen Gesellschaften des Bidention und der Juncus bufonius-Basalgesellschaft. Durchdringungen sind häufig mit Einheiten des Agropyro-Rumicion zu beobachten. In tieferen Bereichen durchdringen sich Glycerietum fluitantis und die Potamogeton natans-Basalgesellschaft.

Das Glycerietum fluitantis ist in allen Naturräumen sehr häufig anzutreffen.

7.7.3.2. GLYCERIETUM PLICATAE Kulcz. 28 emend. Oberd. 54
(Faltschwaden-Ried)
Tab. 22, Spalten 3 und 4

Auf beweideten, meist früh im Jahr trockenfallenden Uferpartien findet sich hin und wieder eine Gesellschaft, die vom Faltschwaden dominiert wird. Sie ist physiognomisch kaum vom Glycerietum fluitantis zu unterscheiden. An wasserzügigen Stellen treten in dieser Assoziation auch Veronica beccabunga und Berula erecta auf (Spalte 3). Häufiger jedoch fallen jegliche Verbands- und Klassenkennarten aus (Spalte 4). Stattdessen dringen Flutrasenarten aus den Kontaktzonen in die Bestände ein.

Glyceria plicata wächst überwiegend auf nährstoff- und kalkreichen, humosen Sand- oder Schluffböden, wobei stärker eutrophierte Standorte bevorzugt werden (vgl. PHILIPPI 1977a: 162; POTT 1980: 125; s. aber auch CASPAR & KRAUSCH 1980: 117). Bestände dieser Assoziation werden regelmäßig aus Bächen und Quellfluren beschrieben (s. etwa GEHU 1961: 119; HILBIG 1971b: 282; ULLMANN & VÄTH 1978: 152). Eine feste Bindung der Art an Fließgewässer oder Quellwasseraustritte wurde nicht festgestellt, doch werden wasserzügige Standorte auch an Kleingewässern bevorzugt.
Voraussetzung für die Ansiedlung von G. plicata am Tümpelufer ist eine störungsbedingt lückige Ausbildung der Vegetationsdecke. Unterbleiben weitere Störungen nach erfolgreicher Ansiedlung, so kann G. plicata in gleicher Weise wie G. fluitans dichte Kolonien aufbauen, in die andere Arten kaum eindringen können.

Das Faltschwaden-Ried wird in Überlagerung mit der Lemna minor-Basalgesellschaft, Ranunculus aquatilis agg.-Beständen und dem Ranunculetum scelerati angetroffen. Oft finden sich Durchdringungen mit dem Ranunculo-Alopecuretum geniculati und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft.

Die Assoziation ist auf der Geest und im Östlichen Hügelland nicht selten. Wahrscheinlich ist sie aufgrund von Problemen bei der Ansprache blütenloser Bestände nicht immer vom Glycerietum fluitantis getrennt worden.

7.7.3.3. GLYCERIA DECLINATA-GESELLSCHAFT
(Gesellschaft des Blaugrünen Schwadens)
Tab. 22, Spalten 5 und 6

Auf gestörten und nur vom Winterhochwasser überfluteten Uferzonen können gelegentlich Bestände von Glyceria declinata entdeckt werden, die durch die helle Farbe ihrer Blätter deutlich auffallen. Am Aufbau dieser Bestände, die oft nur aus verstreuten Einzelhorsten bestehen, beteiligen sich außer G. fluitans keine weiteren Arten der Phragmitetea.

Der Blaugrüne Schwaden besiedelt nach CASPAR & KRAUSCH (1980: 217) mäßig bis sehr nährstoffreiche Standorte mit humosen Sand- oder Lehmböden. Am Tümpel wird er auch auf vererdeten Niedermoortorfen angetroffen. Neben den zertretenen, nur kurzfristig überstauten Ufern findet er sich auch im Spülsaum, in dem es zur Nährstoffanreicherung durch Zersetzung von angetriebenen organischen Materials kommt (DUMONT 1983: 196). Weiterhin ist er auf verdichteten Koppelauffahrten, zertretenen Feuchtweiden sowie neuerdings auch in feuchten Maisäckern zu beobachten.

Die soziologische Stellung dieser ausdauernden, aber gleichzeitig keimfreudigen Art ist zur Zeit nicht festzulegen. Diverse Autoren rechnen sie dem Sparganio-Glycerion als Differentialart zu (VAN DONSELAAR et al. 1961: 23; GEHU 1961: 135; WESTHOFF & DEN HELD 1975: 129). Bisweilen wird sie gleichzeitig als Kenntaxon im Isolepido-Stellarietum (Isoeto-Nanojuncetea) angesehen (GEHU 1961: 119; WESTHOFF & DEN HELD 1975: 76). Aus den Ardennen beschreibt DUMONT (l. cit.) eine Gesellschaft von G. declinata, die er in ein sehr weit gefaßtes Schoenoplecto-Phragmitetum australis stellt. Sowohl floristisch wie standörtlich sind alle Einstufungen nachzuvollziehen, doch bleibt die entgültige soziologische Bewertung der Art noch offen. Die weitere Vegetationsentwicklung an den Standorten dieser Gesellschaft führt meist kurzfristig zu Beständen des Bidention oder ittelfristig zu Gesellschaften des Agropyro-Rumicion.

Während der kurzen Litoralphase im Frühjahr oder nach Starkregenfällen im Sommer wird die Gesellschaft vom Lemno-Spirodeletum polyrhizae, dem Lemnetum trisulcae oder der Lemna minor-Basalgesellschaft überlagert. In den limosen und terrestrischen Phasen finden sich Überlagerungen

mit dem Ranunculetum peltati, dem Bidenti-Polygonetum hydropiperis, dem Ranunculetum scelerati und der Juncus bufonius-Basalgesellschaft. Zusätzlich stellen sich die ersten Arten der Plantaginetea ein. Regelmäßig sind Durchdringungen mit dem Ranunculo-Alopecuretum geniculati und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ausgebildet.

Die Glyceria declinata-Gesellschaft ist überwiegend im Östlichen Hügelland anzutreffen. Aus der Geest liegen nur wenige Beobachtungen vor, in der Marsch fehlt sie gänzlich.

7.7.3.4. NASTURTIETUM MICROPHYLLI Phil. ap. Oberd. 77
(Ried der Kleinblättrigen Brunnenkresse)
Tab. 22, Spalte 5

In Kleingewässern, in die Quellen, Bäche oder Drainrohre münden, sind gelegentlich mehr oder weniger dichte Bestände von Nasturtium microphyllum zu beobachten, an deren Aufbau Berula erecta (teilweise faziesbildend) beteiligt sein kann (Spalte 5). Syntaxonomisch einartige Bestände der Kleinen Brunnenkresse, von der keine Vegetationsaufnahmen vorliegen, beschränken sich weitgehend auf wasserzügige oder quellwasserbeeinflußte Standorte. Nur sehr selten ist die Art in Tümpeln ohne Zuflüsse anzutreffen. Solche Vorkommen gehen wahrscheinlich auf anthropogene Veschleppungen zurück. Ob sich die Art dort dauerhaft halten kann, bleibt zu überprüfen.

Auch den Literaturangaben zufolge scheint N. microphyllum bevorzugt schwach fließende, mehr oder weniger nährstoffreiche, teilweise auch verschmutzte Gewässer zu besiedeln; aus Stillgewässern wird sie nur selten beschrieben (vgl. PHILIPPI 1977a: 162; CASPAR & KRAUSCH 1981: 547).

Obwohl nicht jeder Brunnenkresse-Bestand bis zur Kleinart durchbestimmt werden konnte, ist anzunehmen, daß alle aufgenommenen Vorkommen ausschließlich von N. microphyllum aufgebaut werden, denn das schleswig-holsteinische Areal der frostempfindlicheren N. officinale beschränkt sich auf die elbnahen Marschgebiete sowie deren Zuflüsse (vgl. RAABE 1987: 161). In diesem Gebiet wurden keine Tümpel gefunden, in denen sich Bestände der Nasturtium-Arten entwickelt hatten.

Das Nasturtietum microphylli wird gelegentlich vom Lemnetum gibbae oder vom Lemnetum trisulcae überlagert. Durchdringungen finden sich mit der Potamogeton natans-Basalgesellschaft sowie mit der Typha latifolia-Ausbildung des Schoenoplecto-Phragmitetum australis.

Die Assoziation tritt in Kleingewässern der Hohen und Niederen Geest sowie des Östlichen Hügellandes auf, in der Marsch scheint sie zu fehlen.

7.7.3.5. CATABROSETUM AQUATICAE Rüb. 12
(Quellgras-Ried)
Tab. 22, Spalte 6

Am östlichen Rand der Husumer Geest, direkt im Übergangsbereich zur Treene-Niederung, wurde auf dem zertretenen, leicht quelligen Lehmufer einer Viehtränke (1521-01) ein Bestand von Catabrosa aquatica angetroffen. Dieser setzte sich aus einigen älteren Individuen von ungefähr 25 cm Höhe und einem dichten, nur wenige Zentimeter hohen Quellgras-Rasen aus zwergwüchsigen, aber gleichwohl blühenden Pflanzen zusammen. Der Standort war zum Zeitpunkt der Aufnahme schon seit einigen Wochen nicht mehr beweidet worden, so daß eine wahrscheinlich diesjährige Generation des Quellgrases sich neben der ausdauernden Population hat entwickeln können.

C. aquatica siedelt bevorzugt an quelligen, kalk- und nährstoffreichen Stellen und gedeiht außerdem in Ufersäumen und Gräben mit reinen Ton- oder Schlammböden (vgl. PHILIPPI 1977a: 165; CASPAR & KRAUSCH 1980: 218).

Die soziologische Zuordnung von C. aquatica ist umstritten. KOCH (1926: 51) stellt die Art in das Glycerieto-Sparganietum neglecti (s. auch PHILIPPI l. cit.). Andere Autoren, wie beispielsweise WESTHOFF & DEN HELD (1975) bezeichnen sie als Kennart der Bidentetea (vgl. auch TÜXEN 1979a). Hierzu sei angemerkt, daß C. aquatica eine ausdauernde Art ist, die auf trockenfallenden Böden ein ausgeprägtes Keimungsvermögen zeigt. In ihren meist nur locker ausgebildeten Beständen stellen sich oft Arten des Bidention ein, so daß eine Zuordnung der Gesellschaft zu diesem Verband aufgrund floristischer Ähnlichkeiten zwar gerechtfertigt sein mag, aber insofern wenig befriedigt, da die Art zum einen unter "normalen" Bedingungen mehrjährig auftritt und da zum anderen auch regelmäßig Arten des Sparganio-Glycerion am Gesellschaftsaufbau beteiligt sind. Eine Einordnung des Catabrosetum aquaticae in die Bachröhrichte scheint insbesondere dann gerechtfertigt, wenn die Verbindung mit den Bidention-Arten als zeitlich begrenzte Überlagerung angesehen wird.

Am beschriebenen Fundort wurde das Catabrosetum aquaticae vom Lemno-Spirodeletum polyrhizae und der Bidens cernua-Basalgesellschaft überlagert sowie von der Eleocharis palustris-Gesellschaft und dem Ranunculo-Alopecuretum geniculati durchdrungen.

7.7.3.6. VERONICA BECCABUNGA-BASALGESELLSCHAFT [SPARGANIO-GLYCERION]
(Gesellschaft der Bachbunge)
(Keine Aufnahmen)

Gelegentlich finden sich an sickernassen Stellen kleinflächig entwickelte Herden von Veronica beccabunga. Diese Bestände sollen als Basalgesellschaft dem Verband zugeordnet werden.

Die wintergrüne Bachbunge bevorzugt nach CASPAR & KRAUSCH (1981: 780) fließende, kaltstenotherme Gewässer und siedelt auf unter schiedlichen, mehr oder weniger nährstoffreichen Substraten. Auch die Funde aus den Tümpeln bestätigen eine weitgehende Bindung der Art an quellige oder wasserzügige Standorte.

Die Bachbungen-Bestände stellen an Kleingewässern hemerophile Pionierfluren dar, die nur an gestörten Standorten auftreten. In der Regel entwickeln sie sich nach kurzer Zeit durch das Hinzutreten der Kenntaxa zum Glycerietum plicatae oder Glycerietum fluitantis (vgl. auch PHILIPPI 1977a: 165).

Die Basalgesellschaft findet sich in Überlagerung mit den Basalgesellschaften von Lemna minor und Bidens cernua sowie in Durchdringung mit dem Ranunculo-Alopecuretum geniculati und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft.

Die Vorkommen dieser Basalgesellschaft beschränken sich auf die Geest und auf das Östliche Hügelland.

7.7.3.7. BERULA ERECTA-BASALGESELLSCHAFT [SPARGANIO-GLYCERION]
(Berlen-Ried)
(keine Aufnahmen)

Hin und wieder finden sich an meist quell- oder sickerwasserbeeinflußten Standorten Bestände von Berula erecta, die sich dort nach anthropogenen Eingriffen ausgebreitet haben. Meist sind diese Stadien von kurzer Dauer. Sie entwickeln sich später zu Gesellschaften oder Assoziationen, in denen B. erecta faziesbildend auftreten kann (vgl. 7.6.3.1.).

B. erecta siedelt im vorwiegend flachen, meist fließenden Wasser nährstoffreicher Standorte über sandigen und schlammigen Böden sowie auf Niedermoortorfen (vgl. PHILIPPI 1977a: 162; CASPAR & KRAUSCH 1981: 711). Aufgrund ihrer hohen Schattentoleranz kann die Art in lichte Weidengebüsche eindringen.

> Dominanzbestände der Berle werden von POTT (1980: 118) als Fazies dem Glycerietum fluitantis zugeordnet, während ULLMANN & VÄTH (1978: Tab. 12) sie in das Nasturtietum officinalis stellen. PHILIPPI (l. cit.) faßt solche Bestände als Sium erectum-Gesellschaft zusammen. Besser erscheint es, die Bestände dieser Art als Basalgesellschaft des Verbandes zu benennen.

Die Berula erecta-Basalgesellschaft wurde in Überlagerung mit dem Lemnetum trisulcae und in Durchdringung mit der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft vorgefunden.

Es konnten keine naturräumlichen Präferenzen dieser Basalgesellschaft festgestellt werden.

Zur S y n d y n a m i k des Sparganio-Glycerion

Die Vorkommen der Gesellschaften des Sparganio-Glycerion beschränken sich in Kleingewässern weitgehend auf Störstellen. Sie sind somit als Ersatzgesellschaften des Phragmition und teilweise auch des Magnocaricion anzusehen. Nach dem Ende der Störungen werden sie von Großröhrichten abgelöst, soweit deren Arten die Störungsperiode in anderen Teilen des Gewässers überdauert haben. Anderenfalls dringen Flutrasenarten in die Bestände ein. Letztere bilden auf dem oft schwimmenden Geflecht aus Blättern, Halmen und Wurzeln dichte Teppiche, wodurch die Bachröhricht-Arten mit der Zeit verdrängen werden. Bei gleichbleibender Störungsintensität oder beim Fehlen der Großröhrichte kann sich das Glycerietum fluitantis auf alle flachen Gewässerteile ausdehnen und im Extremfall den ganzen Tümpel mit einer Schwingdecke überziehen.
Entwickeln sich am Ufer Weidengebüsche, die sich langsam auf die Wasserfläche ausdehnen, so können die schattentoleranten Arten des Verbandes (G. fluitans, Berula erecta) als Relikt-Bestände auch bei relativ geringem Lichtangebot noch längere Zeit ausharren.

Im Glycerietum plicatae und in der Glyceria declinata-Gesellschaft wurden fast ausschließlich syndynamische Entwicklungen zu Flutrasen-Gesellschaften festgestellt. Der Beginn der Entwicklung eines Carex paniculata-Bestandes in einem Nasturtietum microphylli wurde unter 7.7.2.2. beschrieben.

Zum I n d i k a t o r w e r t des Sparganio-Glycerion

Alle Gesellschaften des Verbandes können als Indikatoren für Störungen angesehen werden, bei denen die Vegetationsdecke durch mechanische Eingriffe geschädigt wurde. Solche Belastungen können aufgrund des Beharrungsvermögens bestimmter Kennarten schon längere Zeit zurückliegen. Darüber hinaus deutet das Auftreten von Nasturtium microphyllum, Berula erecta und Veronica beccabunga auf zuströmendes Quell-, Sicker- oder Drainwasser.

7.7.4. Basalgesellschaften der PHRAGMITETEA

In Neuanlagen oder nach stärkeren Störungen entwickeln sich nicht selten artenarme Röhrichte, die ausschließlich aus Klassenkennarten aufgebaut werden.

Tabelle 23: Basalgesellschaften der Phragmitetea

Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8
Anzahl der Aufnahmen	1	2	1	1	1	1	1	3
Mittlere Artenzahl	3	4	3	10	5	7	5	4
KCh_1 Alisma plantago-aquatica	1^5	1^+	.	.	.	.	.	.
KCh_2 Iris pseudacorus	.	2^5	1^5	.	.	.	.	.
KCh_3 Mentha aquatica	.	1^+	.	1^4	1^4	.	1^3	.
KCh_4 Sium latifolium	.	.	.	.	.	1^3	.	.
KCh_5 Lycopus europaeus	.	.	.	1^1	.	.	1^4	3^{4-5}
B Agrostis stolonifera	1^{2a}	1^{2a}	1^1	1^{2m}	1^{2a}	1^4	1^1	2^{2b-4}
Agropyron repens	.	.	.	.	.	.	1^{2m}	2^{2m-2a}
Bidens cernua	1^{2a}	.	.	.	1^+	.	.	1^+
Urtica dioica	.	1^1	.	.	.	.	.	2^{1-2a}
Myosotis scorpioides	.	1^1	.	.	.	.	1^{2a}	.
Juncus effusus	.	..	.	1^{2a}	.	.	.	1^1
Juncus articulatus	.	.	.	1^3	.	.	.	.
Ranunculus repens	.	.	.	1^{2a}	.	.	.	.
Polygonum amphibium	.	.	.	.	1^{2a}	.	.	.

Spalte 1: Alisma plantago-aquatica-Basalgesellschaft [Phragmitetea], Alisma plantago-aquatica-Bestand
Spalte 2: Iris pseudacorus-Basalgesellschaft [Phragmitetea]
Spalte 3: Iris pseudacorus-Bestand
Spalte 4: Mentha aquatica-Basalgesellschaft [Phragmitetea]
Spalte 5: Mentha aquatica-Bestand
Spalte 6: Sium latifolium-Basalgesellschaft [Phragmitetea], Sium latifolium-Bestand
Spalte 7: Lycopus europaeus-Basalgesellschaft [Phragmitetea]
Spalte 8: Lycopus europaeus-Bestände

7.7.4.1. ALISMA PLANTAGO-AQUATICA-BASALGESELLSCHAFT [PHRAGMITETEA] (Gesellschaft des Gemeinen Froschlöffels) Tab. 23, Spalte 1

Im flachen Wasser oder auf trockenfallenden Uferstreifen können sich Bestände von Alisma plantago-aquatica entwickeln, die als Pioniervegetation konkurrenzarme Flächen einnehmen.

Der Gemeine Froschlöffel besiedelt vorwiegend nährstoffreiche Standorte mit lehmigen, sandigen oder auch organogenen Substraten (VAN DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINICK 1961: 134; CASPAR & KRAUSCH 1980: 179). In den Kleingewässern kann er im Gegensatz zu den Angaben bei HEJNY (1960: 195) oder CASPAR & KRAUSCH (1980: 179) nicht als Indikator für kalkarme Böden angesehen werden. Die Art keimt bevorzugt im seichten Wasser, besitzt aber hinsichtlich Wasserstandsschwankungen eine hohe ökologische Plastizität ((HEJNY 1960: 199).

Bestände von Alisma plantago-aquatica werden in Überlagerung mit der Bidens cernua-Basalgesellschaft und in Durchdringung mit der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft angetroffen.

Eine naturräumliche Präferenz dieser hemerophilen Pioniergesellschaft war nicht zu ermitteln.

7.7.4.2. IRIS PSEUDACORUS-BASALGESELLSCHAFT [PHRAGMITETEA]
(Gesellschaft der Wasser-Schwertlilie)
Tab. 23, Spalten 2 und 3

Die Iris pseudacorus-Basalgesellschaft tritt in meist nur flach überschwemmten Bereichen anthropogen stark beeinträchtigter Tümpel auf. In der Regel entwickeln sich keine geschlossen Bestände; statt dessen finden sich mehr oder weniger weit von einander entfernt wachsende, horstförmige Einzelpflanzen. Nur selten beteiligen sich weitere Klassenkennarten am Gesellschaftsaufbau (Spalte 2).

Die Wasser-Schwertlilie besiedelt mäßig nährstroffreiche bis reiche Standorte mit mineralischen Substraten; seltener findet sie sich auch auf nicht verfestigten Torfböden (vgl. CASPAR & KRAUSCH 1980: 399; POTT 1980: 98; MERIAUX 1983c: 382). PHILIPPI (1977a: 158) erwähnt eine Iris pseudacorus-Gesellschaft aus stark verschmutzten Bächen über kalkhaltigem Grund. Diese Angabe deutet schon auf die hohe Verschmutzungsresistenz von I. pseudacorus. Von allen Röhricht-Arten überdauert sie extreme Belastungen am längsten. Außerdem ist die Art gegen Beschattung recht tolerant, so daß sie noch in relativ dichtschließenden Weidengebüschen vorkommen kann.
Nach Entkrautungen und Entlandungen kann sich die Wasser-Schwertlilie rasch aus ihrem mächtigen Rhizom regenerieren.

In Überlagerung mit der Iris pseudacorus-Basalgesellschaft treten verschiedene Lemnetea-Bestände auf, unter denen vor allem die gleichfalls sehr verschmutzungstolerante Lemna minor-Basalgesellschaft anzutreffen ist. Daneben werden die Iris pseudacorus-Bestände gelegentlich von Einheiten des Agropyro-Rumicion durchdrungen.

Eine Bindung an bestimmte Naturräume konnte auch für diese Basalgesellschaft nicht festgestellt werden. Sie ist überall anzutreffen.

7.7.4.3. MENTHA AQUATICA-BASALGESELLSCHAFT [PHRAGMITETEA]
(Gesellschaft der Wasserminze)
Tab. 23, Spalten 4 und 5

Dominanzbestände der Wasserminze kommen meist als schmaler Saum an ehemals stark gestörten oder steilen Ufern vor. Gelegentlich treten sie in Verbindung mit Sickerwasseraustritten auf. Am Gesellschaftsaufbau ist hin und wieder Lycopus europaeus beteiligt (Spalte 4).

Mentha aquatica besiedelt vorwiegend nährstoffreiche und oft auch kalkreiche Sande, Tone und Torfe (vgl. CASPER & KRAUSCH 1981: 751). Aufgrund ihrer ausgeprägten Ausläuferbildung und intensiver Wurzelbildung an den Nodien kann sie nicht nur in Schwingdecken einwandern, sondern selbst flutende Bestände aufbauen, in denen die einzelnen Triebe dicht miteinander verflochten sind (vgl. HEJNY 1069: 161; VAN DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961: 134). Infolge ihrer vergleichsweise hohen Beschattungstoleranz kann die Art zudem unter Gebüschen gedeihen.

Oft dringen Flutrasen-Arten in die dichten, ungefähr 5o cm hohen Bestände der Wasserminze ein. Auf flach überstauten Flächen treten Überlagerungen mit verschiedenen Lemnetea-Gesellschaften auf.

Die Mentha aquatica-Basalgesellschaft wurde nur selten beobachtet. Sie scheint die Marsch vollkommen zu meiden.

7.7.4.4. SIUM LATIFOLIUM-BASALGESELLSCHAFT [PHRAGMITETEA]
(Gesellschaft des Breitblättrigen Merk)
Tab. 23, Spalte 6

Nur selten wurden artenarme Bestände des Breitblättrigen Merks angetroffen, die sich auf Lehmböden oder Niedermoortorfen entwickelt hatten.

Die Sium latifolium-Bestände werden meist von einem dichten Agrostis stolonifera-Flutrasen durchsetzt, der das Aufkommen weiterer Röhrichtarten erschwert.

Eine naturräumliche Präferenz konnte aufgrund der wenigen Fundorte nicht ermittelt werden.

7.7.4.5. LYCOPUS EUROPAEUS-BASALGESELLSCHAFT [PHRAGMITETEA]
(Gesellschaft des Wolfstrapp)
Tab. 23, Spalten 7 und 8

Lycopus europaeus ist häufig im Bereich der Winterhochwasserlinie anzutreffen und beteiligt sich hier am Aufbau verschiedener Phragmitetea-Gesellschaften. Bestände, die sich ausschließlich aus Klassenkennarten zusammensetzen, sind meist auf relativ jungen Flächen zu finden. Auf nassen Standorten beteiligt sich gelegentlich die bezüg-

lich der Lebensstrategie in vieler Hinsicht ähnliche Mentha aquatica subdominant am Gesellschaftsaufbau (Spalte 7). Auf ehemaligen Störstellen können sich geschlossene, bis 1,2 m hohe Bestände entwickeln, in die meist nur ausläufertreibende Arten eindringen können (Spalte 8).

L. europaeus siedelt auf nährstoff- und meist basenreichen Standorten mit unterschiedlichen Substraten wie Sande, Tone oder Torfe (vgl. CASPER & KRAUSCH 1981: 747). Durch die hohe Produktion keimfreudiger Samen sowie mit Hilfe langer Ausläufer kann sich die Art rasch ausbreiten. Die kleinen Samen werden bei jeder Erschütterung der Sproße ausgestreut und können leicht verschleppt werden. Dadurch gelangt der Wolfstrapp rasch auf frisch entblößte Flächen und kommt dort oft massenhaft zur Keimung. Optimale Keimungsbedingungen findet er anscheinend in der limosen Phase. Nur wenn jungen Bestände in den ersten Wochen nach der Keimung von Überflutungen verschont bleiben, kann sich die Art dauerhaft etablieren. Später breitet sie sich mit Hilfe ihrer Rhizome aus und dringt in andere Gesellschaften ein. Aufgrund seiner hohen Schattentoleranz kann der Wolfstrapp sich am Aufbau hochwüchsiger Röhrichte beteiligen und unter vergleichsweise dichtschließenden Weidengebüschen wachsen.

Die Basalgesellschaft von Lycopus europaeus wird öfters von der Lemna minor-Basalgesellschaft und der Bidens cernua-Basalgesellschaft überlagert und häufig von Einheiten des Agropyro-Rumicion durchdrungen. In lückig ausgebildeten Bestände des Wolfstrapp finden sich nach längeren limosen Phasen häufig Keimlinge von Urtica dioica, die sich aber aufgrund winterlicher Überflutungen nicht dauerhaft halten können.

Die Basalgesellschaft ist in den meisten Naturräumen anzutreffen.

Zur S y n d y n a m i k der Phragmitetea-Basalgesellschaften

Die hier beschriebenen Basalgesellschaften können am treffendsten als Röhrichtpioniere entblößter Böden charakterisiert werden, die sich entweder in neuangelegten Gewässern einstellen oder stellen Röhrichtrelikte dar, die bei stärkerer mechanischer Schädigung ehemals artenreicherer Vegetationsdecken überdauert haben. Mit dem Hinzutreten von Kennarten niedrigerer Rangstufen entwickeln sich diese "ungesättigten" Vegetationseinheiten in der Regel zu ausdifferenzierten Röhricht- und Seggen-Gesellschaften. Unterbleibt eine solche Entwicklung, so werden sie im Laufe der Zeit meist von Flutrasen überwachsen und verdrängt. Nur bei gleichartigen Störungen, die regelmäßig wiederkehren, können sie sich an einem Standort längere Zeit halten.
Wenn im Laufe der Sukzession Gebüsche vom Gewässerrand vordringen, so können sich Bestände dieser Basalgesellschaften infolge der Schattentoleranz aller bezeichnenden Arten auch unter den neuen, ungünstigeren Lichtverhältnissen lange halten.

Zum I n d i k a t o r w e r t der Phragmitetea-Basalgesellschaften

Die Klassenkennarten der Phragmitetea zeichen sich durch weite ökologische Amplituden hinsichtlich ihrer Kalk- und Nährstoffansprüche sowie durch ihre Toleranz gegenüber Wasserstandsschwankungen, mechanischen Störungen, organischen Verunreinigungen und ungünstigen Lichtverhältnissen aus. Demzufolge indizieren ihre Bestände meist nur stärkere mechanische Störungen, soweit sie sich nicht aufgrund zunehmender Verschmutzung oder Beschattung entwickeln haben.

7.8. SCHEUCHZERIO-CARICETEA NIGRAE (Nordh. 36) Tx 37

Am Ufer dystropher sowie oligo- bis mesotropher Gewässer entwickeln sich meist artenarme und produktionsschwache, überwiegend von Cyperaceen und Bryophyten beherrschte Gesellschaften, die durch unvollständige Zersetzung des abgestorbenen Pflanzenmaterials in der sauerstoffunterversorgten Rhizosphäre zur Torfbildung beitragen (vgl. DIERSSEN 1982: 92).

7.8.1. SCHEUCHZERIETALIA PALUSTRIS Nordh. 36
CARICION LASIOCARPAE Vanden Berghen ap. Lebrun et al. 49

Die Gesellschaften des Caricion lasiocarpae sind bezeichnend für mesotrophe Lebensräume und entwickeln sich auf mehr oder weniger sauren, elektrolytarmen bis -reichen Torfen; seltener finden sie sich auch auch auf mineralischen Böden (vgl. DIERSSEN 1982: 109).

Ein Teil der heute diesem Verband zugerechneten Gesellschaften wurde in der Vergangenheit dem Magnocaricion angeschlossen. Zur synsystematischen Zuordnung dieser Einheiten sowie zur Fassung des Verbandes nehmen unter anderem DIERSSEN (1982: 88 f., 109 f.) und SCHRAUTZER (1988: 25 f.) ausführlich Stellung.

7.8.1.1. CARICETUM ROSTRATAE Rübel 12 ex Osvald 23
(Schnabelseggen-Ried)
Tab. 24, Spalten 1 und 2

Im ständig überfluteten, höchstens kurzfristig trockenfallenden Uferbereich kalkarmer, meist meso- bis eutropher, gelegentlich auch stärker verschmutzter Tümpel bilden Bestände aus Carex rostrata eine niedrigwüchsige Verlandungsgesellschaft, die auf mineralischen Substraten oder Torfen gedeiht. Auf Torfböden sind Potentilla palustris (teilweise faziesbildend) und Eriophorum angustifolium mit hohen Stetigkeiten am Gesellschaftsaufbau beteiligt (Spalte 1). Bestände der Schnabelsegge finden sich auch auf mineralischen Substraten. Sie treten als Initialsiedlungen auf oder sind reliktische Degradationsphasen ehemals artenreicherer Vegetationstypen, die bei stärkerer Eutrophierung überdauern (Spalte 2).

Tabelle 24: Scheuchzerio-Caricetea nigrae

Spalte		1	2	3	4	5	6
Anzahl der Aufnahmen		7	12	2	3	4	2
Mittlere Artenzahl		9	8	7	6	8	9
Ch_1	Carex rostrata	V^{+-4}	V$^{3-4}$	.	.	.	.
Ch_2	Calla palustris	.	.	2$^{3-5}$	.	.	.
KCh_3	Menyanthes trifoliata	.	.	.	3$^{4-5}$	.	.
KCh_4	Potentilla palustris	V$^{1-4}$	.	.	.	4^{2b-4}	2^{1-2b}
KCh_5	Eriophorum angustifolium	III^{1}	.	.	.	.	2^{2b-4}
B	Typha latifolia	IV$^{1-4}$	II^{+-2a}	.	1^{1}	2^{+-2a}	1^{+}
	Lemna minor	I^{2m}	II^{1-2b}	1^{2m}	2^{1-2m}	4^{1-2b}	.
	Bidens cernua	IV^{r-4}	II^{r-1}	.	1^{2b}	1^{+}	1^{1}
	Agrostis stolonifera	I^{1}	II^{2a-3}	2^{1-2a}	2^{+}	1^{2b}	.
	Galium palustre agg.	III^{+-2a}	II^{1-2b}	.	.	1^{1}	.
	Juncus effusus	III^{1-2a}	I^{2a-3}	2^{2a-4}	.	.	1^{1}
	Lysimachia vulgaris	III^{r-2b}	+^{2b}	.	.	1^{+}	1^{1}
	Leptodictyum riparium	III^{2a-4}	I^{1-2m}	.	.	1^{5}	.
	Alisma plantago-aquatica	.	II^{r-+}	.	.	2^{r-+}	.
	Ricciella fluitans agg.	III^{1-2m}	+^{2m}	.	.	1^{3}	.
	Cardamine pratensis	II^{1}	I^{r-1}	.	1^{1}	.	.
	Hydrocotyle vulgaris	III^{1-2a}	+^{1}	.	.	.	.
	Agrostis canina	II^{1-2a}	.	.	.	.	2$^{3-4}$
	Drepanocladus aduncus	II^{2b-3}	+^{2m}	.	.	.	1^{2a}
	Oenanthe aquatica	.	II^{+-2m}	.	.	.	.
	Lemna trisulca	.	+^{2b}	.	1^{2m}	2^{2m}	.
	Equisetum fluviatile	.	I^{+-1}	.	2^{+-1}	.	.
	Lycopus europaeus	II^{+}	.	.	.	1^{1}	.
	Solanum dulcamara	.	II^{1-2a}	.	.	.	.
	Polygonum amphibium	.	II^{+-1}	.	.	.	.
	Potamogeton natans	.	.	.	.	2^{1-2b}	.

Spalte 1: Caricetum rostratae

Spalte 2: Carex rostrata-Bestände

Spalte 3: Calletum palustris, Calla palustris-Bestände

Spalte 4: Menyanthes trifoliata-Basalgesellschaft [Scheuchzerio-Caricetea nigrae], Menyanthes trifoliata-Bestände

Spalte 5: Potentilla palustris-Basalgesellschaft [Scheuchzerio-Caricetea nigrae], Potentilla palustris-Bestände

Spalte 6: Eriophorum angustifolium-Basalgesellschaft [Scheuchzerio-Caricetea nigrae]

Die rasenbildende Kennart besitzt eine im Vergleich zu anderen Charakterarten des Verbandes sehr weite ökologische Amplitude. Sie findet sich sowohl unter sehr nährstoffarmen Bedingungen wie auch in mäßig verschmutzten Gewässern, in denen sie zwar ein üppiges Wachstum zeigt, meist aber gleichzeitig von eutraphenten Arten bedrängt wird. Die Seggenbestände entwickeln sich in geringer Wassertiefe auf Böden von unterschiedlichem Ausgangsmaterial und verharren bei Entwässerung noch längere Zeit am Wuchsort. Auf die aus der Beweidung resultierende Trittbelastung reagiert C. rostrata vergleichsweise empfindlich und wird allmählich zurückgedrängt. Eine ausführliche Literaturübersicht über Angaben zu den ökologischen Ansprüchen der Gesellschaft hat LACKNER (o.J.) zusammengestellt (s. auch DIERSSEN 1982: 115; SCHRAUTZER 1988: 33).

Das von KOCH 1926 beschriebene Caricetum inflato-vesicariae wurde mittlerweile in zwei floristisch und ökologisch abgrenzbare Assoziationen geteilt (s. 7.7.2.6.). Die synsystematische Zuordnung des Caricetum rostratae wird uneinheitlich gehandhabt. Sowohl die Zuordnung zum Magnocaricion, wie sie beispielsweise von BALATOVA-TULACKOVA (1963) und PHILIPPI (1977a) vertreten wird, wie auch eine Einordnung ins Caricion lasiocarpae, die von DIERSSEN (1982: 115 f.) durchgeführt und begründet wird, sind mit entsprechenden Vegetationsaufnahmen aus unterschiedlichen Gebieten zu belegen. Unter Berücksichtigung der Hemerobie läßt sich die Zuordnung eines weitgefaßten Caricetum rostratae zum Caricion lasiocarpae aus dem Vergleich der jeweils naturnächsten Ausbildungen schlüssig ableiten (s. DIERSSEN, MIERWALD & SCHRAUTZER 1985: 322 ff.).

Das Caricetum rostratae wird häufiger in Überlagerung mit dem Riccielletum fluitantis, der Bidens cernua-Basalgesellschaft und Oenanthe aquatica-Beständen, seltener mit der Apium inundatum-Basalgesellschaft angetroffen. Auch Durchdringungen mit dem Hottonietum palustris, der Typha latifolia-Ausbildung des Schilf-Röhrichts, dem Sparganietum erecti, der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft und Juncus effusus-Beständen sind nicht selten. Außerdem treten in den Schnabelseggen-Beständen hin und wieder Moosgemeinschaften auf, die von Leptodictyum riparium oder Drepanocladus aduncus dominiert werden.

Die Assoziation ist in den meisten Naturräumen Schleswig-Holsteins anzutreffen, zeigt aber einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in den eher nährstoffarmen Kleingewässern der Geest und der Binnensanderflächen im Östlichen Hügelland. Den küstennahen Marschgebieten fehlt sie dagegen weithin.

7.8.1.2. CALLETUM PALUSTRIS (Osvald 23) Vanden Berghen 52
(Schlangenwurz-Ried)
Tab. 24, Spalte 3

Calla palustris wurde vor wenigen Jahren in einer relativ neu ausgehobenen Viehtänke (1523-04) entdeckt, die am Rande eines Moorrestes liegt, in dem diese Art in leicht eutrophierten Torfstichen verbreitet

ist. Über mehrere Jahre (1984 bis 1987) konnte beobachtet werden, wie sich der Bestand zu einer lückigen Schwingdecke entwickelte, die jetzt einen großen Teil dieser Tränke bedeckt. Ein weiterer Calla-Bestand wurde in einer heute überwiegend im Wald liegenden Mergelkuhle nur wenige Kilometer weiter östlich angetroffen, in die die Schlangenwurz wahrscheinlich durch den Menschen eingebracht worden ist.

C. palustris siedelt bevorzugt auf mäßig nährstoff- und basenreichen, meist noch wenig verfestigten Torfschlammböden (vgl. CASPAR & KRAUSCH 1980: 359; KÖCK 1983: 167).

Die synsystematische Stellung der Calla-Bestände wird unterschiedlich bewertet: OBERDORFER (1979: 113) bezeichnet die Schlangenwurz als Charakterart des Cicuto-Caricetum pseudocyperi (vgl. auch KRAUSCH 1964b: 470). WESTHOFF & DEN HELD (1975: 133) fassen Calla-Schwingrasen als eigene Assoziation auf, die sie dem Cicution zuordnen. Gleichzeitig erwähnen sie die syndynamische Entwicklung dieser Bestände zum Cicuto-Caricetum pseudocyperi (vgl. auch REICHHOFF 1978: 447; KÖCK 1983: 168). In der vorliegenden Arbeit sei der Ansicht von DIERSSEN et al. (1988) gefolgt, nach der das Calletum palustris aufgrund floristischer und standörtlicher Beziehungen in das Caricion lasiocarpae einzugliedern ist.

In den Vegetationsaufnahmen fallen die Durchdringungen der Schlangenwurz-Bestände mit Typha latifolia und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft (Fazies von Juncus effusus) auf, die den relativ nährstoffreichen Charakter des Standortes andeuten.

Neben den beiden Funden aus Kleingewässern in den Hüttener Bergen sind nur vereinzelte Vorkommen aus Sandgebieten des Östlichen Hügellandes und der Geest bekannt (vgl. RAABE 1987: 560).

7.8.2. Basalgesellschaften der SCHEUCHZERIO-CARICETEA NIGRAE

7.8.2.1. MENYANTHES TRIFOLIATA-BASALGESELLSCHAFT [SCHEUCHZERIO-CARICETEA NIGRAE]

(Gesellschaft des Fieberklees)
Tab. 24, Spalte 4

Bestände von Menyanthes trifoliata werden hin und wieder an früher wahrscheinlich nährstoffärmeren, heute relativ stark eutrophierten Gewässern angetroffen, in denen sie lockere Schwingrasen aufbauen.

Der Fieberklee siedelt überwiegend in nährstoffärmeren und meist kalkarmen Gewässern auf nicht gefestigten Torfschlammböden. Bisweilen bildet er mit Hilfe seines schwimmenden Wurzelstockes einen schmalen, den Röhrichten vorgelagerten Saum (vgl. etwa KÖLBEL 1986: 37). Das Substrat besteht hier häufig aus sich rasch zersetzendem Driftmaterial, in dem sich das Rhizomsystem der Art ausbreitet (vgl. HEJNY 1960: 144 f.). Diese Bestände drücken ihre optimale Entwicklung durch

eine üppige Wüchsigkeit aus.
Gegenüber Eutrophierungen scheint der Fieberklee im Verhältnis zu anderen Arten der Klasse (mit Ausnahme von Carex rostrata) relativ unempfindlich zu sein. Auf Nährstoffanreicherungen reagiert er mit weiterer Ausbreitung und hoher Produktivität. Aus diesem Grund sieht GEHU (1961: 132), der eine Gesellschaft aus Menyanthes trifoliata und Equisetum fluviatile beschreibt, diese als Abbaustadium der Bestände des Caricion lasiocarpae an.

Die Menyanthes trifoliata-Basalgesellschaft wird gelegentlich vom Lemnetum trisulcae oder der Lemna minor-Basalgesellschaft sowie der Bidens cernua-Basalgesellschaft überlagert. Zudem wird sie von der Typha latifolia-Ausbildung des Schoenoplecto-Phragmitetum australis und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft durchdrungen.

Das Vorkommen dieser Basalgesellschaft beschränkt sich weitgehend auf die Geest und das Östliche Hügelland. In der Jungmoränenlandschaft ist sie in solchen Kleingewässern anzutreffen, die in primär nährstoffärmeren Teilen wie Binnensander oder sandige Endmoränen liegen.

7.8.2.2. POTENTILLA PALUSTRIS-BASALGESELLSCHAFT [SCHEUCHZERIO-CARICETEA NIGRAE]
(Gesellschaft des Sumpf-Blutauges)
Tab. 24, Spalte 5

Auch Potentilla palustris bildet in moorigen Gewässern lockere Schwingrasen über unverfestigtem, organogenem Grund. Bei Eutrophierungsprozessen kann die Art zwar längere Zeit überdauern, scheint aber empfindlicher zu reagieren als der Fieberklee.

Nach CASPAR & KRAUSCH (1981: 530) siedelt das Sumpf-Blutauge auf nassen, kürzer oder länger überschwemmten, zum Teil noch wenig verfestigten, mäßig nährstoffreichen, basenarmen sowie schwach sauren Torfen und Torfschlammböden.

Aus Kleingewässern werden Bestände von P. palustris von SOLINSKA (1963: 396 f.) aus Masuren erwähnt, wo die Art Vegetationsflecke zusammen mit Lemna trisulca und L. minor bildet. WEBER (1977: 144) gibt sie aus einem Kleingewässer im südlichen Emsland an, wo sie als Pionierröhricht auftritt.

Die lockeren Bestände von P. palustris werden vom Ricielletum fluitantis, dem Lemnetum trisulcae und der Bidens cernua-Basalgesellschaft überlagert. Durchdringungen sind mit der Potamogeton natans -Basalgesellschaft, der Typha latifolia-Ausbildung des Schoenoplecto-Phragmitetum australis und der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ausgebildet.

Die Fundorte der Potentilla palustris-Basalgesellschaft beschränken sich auf die Geest, die Flußniederungen und die Sandgebiete des Östlichen Hügellandes.

7.8.2.3. ERIOPHORUM ANGUSTIFOLIUM-BASALGESELLSCHAFT [SCHEUCHZERIO-CARICETEA NIGRAE]
(Gesellschaft des Schmalblättrigen Wollgrases)
Tab. 24, Spalte 6

In ehemaligen, heute weitgehend zugewachsenen Niedermoor-Torfstichen entwickeln sich gelegentlich Schwingdecken aus Eriophorum angustifolium. Am Gesellschaftsaufbau ist in der Regel auch Potentilla palustris subdominant beteiligt. Agrostis canina kann diese Schwingdecken mit einem mehr oder weniger dichten Rasenfilz überziehen.

E. angustifolium siedelt bevorzugt auf nassen, meist nährstoffarmen, mäßig sauren Torfböden (SCHULTZE-MOTEL 1980: 48). Das Wollgras scheint geringe Eutrophierungen seiner Standorte zu ertragen, bei stärkerer Verschmutzung tritt es jedoch rasch zurück.

Gelegentlich werden Eriophorum angustifolium-Sphagnum fallax-Gesellschaften beschrieben, die als Schwingdecken verlandende Gewässer überziehen (vgl. WEBER 1978: 73; s. auch DIERSSEN 1973: 63; WITTIG 1980: 41). In einem ehemaligen Torfstich (2328-01) auf der Glinder Geest wurden Bestände vorgefunden, die einer Abbauphase dieser Gesellschaft entsprechen könnten. Hier tritt Sphagnum fallax nur noch mit geringer Abundanz auf, während Iris pseudacorus, Typha latifolia, Lysimachia vulgaris und Drepanocladus aduncus schon Übergänge zu eutraphenten Gesellschaften anzeigen.

In Überlagerung mit der Eriophorum angustifolium-Basalgesellschaft wurde nur die Bidens cernua-Basalgesellschaft angetroffen. Durchdringungen sind mit der Typha latifolia-Ausbildung des Schilf-Röhrichts, dem Sparganietum erecti und mit Juncus effusus-Beständen ausgebildet. Diese Komplexbildungen weisen auf eine Eutrophierung der Standorte hin.

Die Basalgesellschaft ist in den untersuchten Kleingewässern nur selten ausgebildet und findet sich ausschließlich in den Moorgebieten der Geest, des Östlichen Hügellandes und der Flußniederungen.

Zur S y n d y n a m i k des Caricion lasiocarpae und der Scheuchzerio-Caricetea nigrae

Die oben beschriebenen Gesellschaften zeichnen sich durch relativ geringe Produktivität und Konkurrenzkraft aus. Sie können vom Ufer aus Schwingdecken bilden, unter denen sich die Akkumulation organischen Materials im Verhältnis zu vielen Röhrichtbeständen nur langsam vollzieht. Zudem können sie sich an solchen Standorten den Röhrichten vorlagern, die aufgrund der Bodenverhältnisse (ausschließlich lockeres, sich zersetzendes Driftmaterial) noch nicht von Phragmitetea -Gesellschaften eingenommen werden können. Die Arten der Scheuchzerio-Caricetea nigrae nutzen dabei die etwas weiter landeinwärts wachsenden Röhricht-Halme als Stütze und dringen von dort mit Hilfe ihrer Rhizome weiter vor.

In nährstoffarmen Gewässern können einige Arten der Klasse langfristig sphagnenreiche Schwingdecken aufbauen, die relativ stabil sind. Diese Bestände können sich im weiteren Verlauf der Sukzession zu Einheiten des Caricion nigrae oder zum Betulo-Salicetum auritae entwickeln. Solche Sukzessionen konnten nur ansatzweise beobachtet werden, da mit zunehmender Eutrophierung sich meistens Phragmitetea- oder Agropyro-Rumicion-Arten einstellen und die Bestände des Caricion lasiocarpae beziehungsweise der Scheuchzerio-Caricetea nigrae verdrängen.

Zum I n d i k a t o r w e r t des Caricion lasiocarpae und der Scheuchzerio-Caricetea nigrae

Alle angetroffenen Arten des Verbandes und der Klasse zeigen eine relativ weite ökologische Amplitude. Unter naturnahen Verhältnissen entspricht ihr physiologisches nicht ihrem ökologischen Optimum: aufgrund des höheren Konkurrenzdruckes in größeren, nährstoffreichen Gewässern bleiben sie auf dystrophe und mesotrophe Standorte beschränkt. In den Kleingewässern, in denen infolge der meist ausgeprägten Isolation allgemein viele Arten nicht an ihren potentiellen Standorten zu finden sind, können sich die Bestände des Caricion lasiocarpae und der Scheuchzerio-Caricetea nigrae bei Eutrophierung ihrer Wuchsorte bisweilen lange halten, wobei Carex rostrata und Menyanthes trifoliata die höchste Toleranz gegenüber Nährstoffanreicherungen besitzen. Ob an den eutrophen Standorten auch Neuansiedlungen dieser Arten erfolgen, bleibt ungeklärt. Wahrscheinlich können alle Vorkommen von Gesellschaften dieser Klasse in Kleingewässern als Indikator für mesotrophe oder ehemals nährstoffärmere Verhältnisse angesehen werden.

7.9. MOLINIO-ARRHENATERETEA Tx 37
AGROSTIETALIA STOLONIFERAE Oberd. ap. Oberd. et al. 67
AGROPYRO-RUMICION Nordh. 40 em. Tx 50

In der Klasse Molinio-Arrhenatheretea sind die Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes vereinigt. Die Klasse umfaßt nach DIERSSEN et al. (1988) fünf Ordnungen, von denen nur die Flutrasen der Agrostietalia stoloniferae mit ihrem in Mitteleuropa einzigen Verband Agropyro-Rumicion für die vorliegende Tümpel-Bearbeitung relevant sind.

7.9.1. AGROPYRO-RUMICION Nordh. 40 emend. Tx 50

Die Flutrasen-Bestände besiedeln überwiegend Standorte, die sich durch zumindest zeitweilig schlechte Bodendurchlüftung infolge langfristiger Überschwemmungen oder Staunässebildung aufgrund von Bodenverdichtungen auszeichnen. Prägend für diese Standorte ist der Sauerstoffmangel in der Rhizosphäre, der physiologisch weniger angepaßte Landpflanzen zurücktreten läßt. In den nordwestdeutschen Flußtälern ermittelte MEISEL (1977: 82 f.) für verschiedene Flutrasen- und Grünlandgesell-

Tabelle 25: Agropyro-Rumicion

Spalte		1	2	3	4
Anzahl der Aufnahmen		13	13	14	3
Mittlere Artenzahl		9	7	4	4
Ch_1	Ranunculus repens	IV^{+-2a}	.	.	.
	Alopecurus geniculatus	II^{1-5}	.	.	.
VCh_2	Agrostis stolonifera	V^{+-5}	V^{r-5}	V^{3-5}	.
D_4	Juncus effusus	III^{1-4}	II^{+-4}	.	3^{4-5}
V	Juncus articulatus	II^{+-4}	II^{r-1}	.	.
	Carex hirta	II^{+-2a}	$+^{+}$	.	.
	Potentilla anserina	$+^{2b}$	II^{1-2b}	.	.
	Polygonum amphibium	I^{+-1}	$+^{2b}$	.	.
K	Cardamine pratensis	I^{2a}	I^{1-2a}	.	.
	Holcus lanatus	I^{r-1}	$+^{+}$	.	.
	Poa pratensis	$+^{2m}$	$+^{1}$	.	.
	Vicia cracca	$+^{1}$	$+^{1}$	.	.
B	Glyceria fluitans	II^{1-2b}	III^{+-3}	III^{+-2b}	1^{1}
	Lemna minor	I^{2m}	II^{1-2m}	II^{2m-2b}	1^{3}
	Bidens cernua	.	III^{r-2b}	II^{+-1}	.
	Eleocharis palustris	II^{1-2b}	I^{1}	II^{2a-3}	.
	Typha latifolia	II^{1-2a}	I^{+-2a}	$+^{+}$	.
	Mentha aquatica	II^{2a-3}	$+^{r}$	$+^{2b}$	.
	Leptodictyum riparium	II^{2m-3}	$+^{2m}$	.	.
	Lycopus europaeus	.	II^{r-2b}	.	.

Spalte 1: Ranunculo-Alopecuretum geniculati

Spalte 2: Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft [Agropyro-Rumicion]

Spalte 3: Agrostis stolonifera-Bestände

Spalte 4: Juncus effusus-Bestände

schaften unterschiedlich lange Überflutungsperioden und schließt daraus auf die Überflutungstoleranz einzelner Arten. Potentiell können die Standorte am Gewässerrand auch von Röhrichten und Seggenriedern eingenommen werden. Aus diesem Grund muß in vielen Fällen die Beweidung als ausschlaggebender Faktor für die Entwicklung von Flutrasen angesehen werden, da unter ihrem Einfluß das Aufkommen trittempfindlicherer Konkurrenten verhindert wird (vgl. TSCHACH 1977: 101; RAABE 1984: 21).

An isolierten Kleingewässern bedarf es nicht unbedingt einer Beweidung, damit es zur Ausbildung von Flutrasen kommt. Mechanische Zerstörungen von Ufergesellschaften durch Tritt, Entlandung oder Entkrautung können die Entwicklung der Flutrasen ebenso fördern, wie das zufällige oder ausbreitungsbiologisch bedingte Fehlen der Röhrichtarten.

Die Flutrasen werden hauptsächlich aus Kriechhemikryptophyten aufgebaut. An ihren Wuchsorten breiten sie sich mit Hilfe schnell wachsender Ausläufer vegetativ aus und entwickeln auch auf solchen Flächen dichte Pflanzenteppiche, die noch vor kurzer Zeit von jeglicher Vegetation entblößt waren. Insbesondere Agrostis stolonifera kann zudem weit in die Tümpel vordringen, wenn es an Röhrichthalmen Halt findet oder auf dichten, direkt unter der Oberfläche schwimmenden Wasserpflanzen gedeihen kann.

OBERDORFER (1983: 316 f.) diskutiert eine primär standörtlich begründete, floristisch dagegen nicht immer eindeutig nachvollziehbare Ausgliederung dieser Gesellschaftsgruppe aus den Molinio-Arrhenateretea unter Aufstellung einer eigenen Klasse Agrostietea stoloniferae.

7.9.1.1. RANUNCULO-ALOPECURETUM GENICULATI Tx 37
(Knickfuchsschwanz-Rasen)
Tab. 25, Spalte 1

Eine Flutrasen-Gesellschaft, die durch wechselnde Anteile von Alopecurus geniculatus und Ranunculus repens gekennzeichnet wird, besiedelt die höher gelegenen, meist staunassen und nur relativ kurzfristig überstauten Uferbereiche von mehr oder weniger extensiv genutzten Tränken und solchen Tümpeln, die keiner direkten Störung ausgesetzt sind und denen gleichzeitig eine geschlossene Röhricht- oder Gebüschzone fehlt. Am Aufbau von Schwingdecken sind die Kennarten des Ranunculo-Alopecuretum geniculati nur in Ausnahmfällen beteiligt. Der Knickfuchsschwanz findet sich nur dann im Wasser wachsend, wenn der Wasserspiegel nach ausgiebigen Regenfällen kurzfristig stark ansteigt. Während der Knickfuchsschwanz unter diesen Bedingungen seine Blätter auf der Wasseroberfläche ausbreitet, überdauern andere Arten wie R. repens am Gewässerboden.
Von den Kennarten des Verbandes ist Agrostis stolonifera regelmäßig in den Beständen der Assoziation zu finden. Juncus effusus ist mit mittlerer Stetigkeit vorhanden. Beide Arten können dominant auftreten.

Andere Arten wie J. articulatus oder Carex hirta treten dagegen zurück, Potentilla anserina und Polygonum amphibium f. terrestre sind selten zu finden.

Das Ranunculo-Alopecuretum geniculati siedelt überwiegend an nährstoffreichen, insbesondere stickstoffreichen, aber meist kalkarmen Standorten auf sandigem bis lehmig-tonigem Substrat; seltener ist die Assoziation auch auf vererdeten Niedermoortorfen zu finden (vgl. MEISEL 1977: 82; WEBER 1978: 114; OBERDORFER 1983: 323). Die kennzeichnenden Arten sind zwar relativ tolerant gegenüber Staunässe, scheinen aber gegen langfristige Überflutungen besonders in den Sommermonaten vergleichsweise empfindlich zu sein (vgl. MEISEL l. cit.; WIEGLEB 1979: 42; ALTROCK 1987: 100).
Die wasserseitige Ausdehnung des Ranunculo-Alopecuretum geniculati markiert am Tümpel oft den Übergang zwischen staunassen, meist mineralischen bis stark humosen Böden und den häufig übefluteten Uferzonen, in denen sich eine Mudde aus abgestorbenen Pflanzenteilen gebildet hat. Ähnliche Zonierungen beschreibt auch CHRISTENSEN (1972: 72 f.) von den Ufern der Mergelkuhlen auf Fehmarn. Bei sinkenden Wasserständen können sich die Kennarten durch intensives Ausläuferwachstum rasch ausbreiten. Sie werden jedoch - im Gegensatz zu Agrostis stolonifera und Juncus effusus - nach erneutem Wasseranstieg schon bald zurückgedrängt (vgl. etwa Angaben zu R. repens bei HEJNY 1960: 77).

Die Bestände der Assoziation finden sich in Überlagerung mit dem Lemnetum gibbae oder der Lemna minor-Basalgesellschaft. Auffällig ist das Fehlen von Bidens cernua in diesen Beständen - einer Art, die an sich bezeichnend für die sich zur Gewässermitte oft direkt anschließende Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ist. In Durchdringung mit dem Ranunculo-Alopecuretum geniculati treten die Typha latifolia-Ausbildung des Schilfröhrichts, die Eleocharis palustris-Gesellschaft und das Glycerietum fluitantis auf. Gelegentlich ist eine Verzahnung mit der Leptodictyum riparium-Gemeinschaft zu beobachten.

Das Ranunculo-Alopecuretum geniculati ist in allen Naturräumen anzutreffen. Dennoch scheint die Assoziation Verbreitungsschwerpunkte in der Marsch und im Östlichen Hügelland zu besitzen.

7.9.1.2. AGROSTIS STOLONIFERA-BASALGESELLSCHAFT [AGROPYRO-RUMICION]
(Straußgras-Flutrasen)
Tab. 25, Spalten 2 und 3

Während sich das Ranunculo-Alopecuretum geniculati überwiegend an höher gelegenen Ufern findet, erstrecken sich die Bestände von Agrostis stolonifera von dieser Uferzone über die aufgelandeten Gewässerböden bis in die Röhricht- und Schwimmblattzone, die das Gras besiedeln kann, solange seine Ausläufer Halt und Stütze an Stengeln oder auf dicht unter der Oberfläche treibenden Pflanzen findet (vgl. 7.3.1.2.). Häufig dienen auch Holzteile, Steine oder Müll als Stützhilfe. Diese Basalgesellschaft ist dadurch in der Lage, in nährstoffreichen Gewässern dichte Schwingdecken auszubilden, in denen A. stolo

nifera meist steril bleibt. Später können andere Arten auf diesen Schwingdecken keimen und teilweise dichte Bestände aufbauen (s. 7.5.1.5.). In flachen, nährstoffreichen und gleichzeitig ungestörten Gewässern kann die gesamte Oberfläche von einem Agrostis-Flutrasen überzogen sein.
Die artenarmen Bestände werden in erster Linie von A. stolonifera aufgebaut; syntaxonomisch einartige Ausbildungen sind häufig (Spalte 3). Juncus effusus ist zwar mit mittlerer Stetigkeit im Aufnahmenkollektiv vertreten, fehlt aber den eigentlichen Schwingdecken. Carex hirta und Polygonum amphibium f. terrestre sind dagegen nur selten am Bestandsaufbau beteiligt (Spalte 2). An nährstoffarmen Standorten trägt gelegentlich auch A. canina in Vergesellschaftung mit A. stolonifera zum Aufbau von Schwingdecken bei (keine Aufnahme).

A. stolonifera findet sich meist an nährstoffreichen Standorten auf sandigen, lehmigen, tonigen oder organogenen Substraten. Auf tiefen Sapropelböden soll die Art nach HEJNY (1960: 336) zurücktreten. Diese Angabe kann aufgrund der eigenen Beobachtungen nicht bestätigt werden: in Kleingewässern entwickelt das Straußgras auch über Sapropel ausdauernde Schwingrasen.
Längerfristige Überflutungen bringen solche Bestände zum Absterben, die sich nicht an der Wasseroberflächen halten können. Besonders verhängnisvoll sind Überflutungen im Spätfrühling sowie ein Überstau von mehr als 50 cm Höhe (HEJNY 1960: 337).
Da A. stolonifera vergleichsweise schattentolerant ist, kann es in weitgehend geschlossene Röhrichtgesellschaften eindringen. Bei guter Nährstoffversorgung und ausreichendem Lichtangebot kann die Art dort ein dichtes Wurzel- und Stolonengeflecht aufbauen und langfristig solche Röhrichtarten zurückdrängen, die die dichte, kaum abgebaute Streu im Frühjahr nicht mehr zu durchdringen vermögen. Nur sehr dichtschließende Bestände beispielsweise von Phragmites australis können auf diese Weise nicht abgebaut werden.
Gelegentlich ist zu beobachten, daß das Straußgras auf dichten Wasserpflanzenbeständen keimt, die den Wasserkörper im Sommer vollständig ausfüllen. Mit dem herbstlichen Wasseranstiegs sterben diese jungen Bestände in der Regel wieder ab. Eine dauerhafte Kolonisation der Wasserfläche erfolgt wahrscheinlich nur vom Ufer aus.

In manchen Tümpeln finden sich inselartige Schwingdecken, die entstehen, wenn sich Flutrasen während einer störungsfreien Periode vom Ufer her ausgebreitet haben und danach der Tümpel als Tränke genutzt wurde. Die ufernahen Flutrasen werden durch Tritt wieder zerstört, der in der Gewässermitte inzwischen stabilisierte Schwingrasen bleibt dagegen erhalten.

Die Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft wird unter anderem vom Lemno-Spirodeletum polyrhizae und von der Lemna minor-Basalgesellschaft überlagert. Geradezu typisch ist die Entwicklung der therophytischen Bidens cernua-Basalgesellschaft auf den Schwingdecken, die dem auf ständige Feuchtigkeit angewiesenen Nickenden Zweizahn Halt bieten, während seine Wurzeln durch die Streu in nährstoffreiche Gewässertiefen vordringen (vgl. 7.5.1.5.).

Durchdringungen sind vor allem mit der Typha latifolia-Ausbildung des Schilfröhrichts, der Eleocharis palustris-Gesellschaft und dem Glycerietum fluitantis ausgebildet. Vereinzelte Röhrichtpflanzen in dichten Agrostis-Beständen stellen meist Relikte ehemals geschlossener Röhrichte dar. Hin und wieder finden sich auch kleinere Weidengebüsche auf den Schwingdecken.

Die Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen sehr häufig anzutreffen.

7.9.1.3. JUNCUS EFFUSUS-BESTÄNDE
(Bestände der Flatterbinse)
Tab. 25, Spalte 4

In flachen Gewässerzonen, die starken Trittbelastungen unterliegen, sowie in überfluteten Senken im Weidegrünland finden sich Bestände von Juncus effusus, die in lockerer Verbindung aus einzelnen, oft mächtigen Horsten Wassertiefen von 10 bis 40 cm besiedeln. Die Ansiedlung weiterer Flutrasenarten wird durch einen permanent hohen Wasserstand und durch die ständige Trittbelastung verhindert. Selten sind diese Bestände auch als Pionierstadien auf feuchten, vegetationsfreien Flächen anzutreffen.

J. effusus benötigt zur Keimung nährstoffreiche, wassergesättigte Standorte, die dem vollen Sonnenlicht ausgesetzt sind (vgl. LAZENBY 1955: 116; MEYER 1959: 292 f.). Besonders gut kann sie sich auf nassen, vertretenen Niedermoorböden entwickeln, meidet aber auch andere Substrate nicht. Trockenheit, Beschattung und längere Überflutung schädigen die Keimpflanzen. Später werden solche Bedingungen problemlos ertragen, unter anderem da die Flatterbinse mit Hilfe ihres aerenchymreichen Wurzelstockes auch langfristige Überflutungen überwinden kann, die mit ungünstigen Standortbedingungen wie Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoffbildung in der Rhizosphäre verbunden sind. Die Juncus effusus-Bestände der Kleingewässer müssen sich also vor einem dauerhaften Wasseranstieg entwickeln haben.

Besonders offensichtlich wird die bei verschiedenen Arten unterschiedlich stark ausgeprägte Überflutungstoleranz in solchen Senken, in denen aufgrund von verstopfter oder zugewachsener Drainage die Vegetation "ertrinkt". Nach dem Wasseranstieg sterben zuerst die Arten der Grünlandgesellschaften beispielsweise des Lolio-Cynosuretum ab, während sich Flutrasenarten ausbreiten. Nach kurzer Zeit verschwinden auch Arten wie Ranunculus repens und Alopecurus geniculatus. Zwar kann Agrostis stolonifera längere Zeit überdauern, jedoch ist auch sie spätestens im zweiten Jahr aus den tieferen Zonen verschwunden. Zurück bleiben Glyceria fluitans und Juncus effusus, die unter diesen Bedingungen noch jahrelang anzutreffen sind. Werden solche überschwemmten Senken vom Vieh durchwatet, so kommt es zur Aufschlämmung feiner Bodenteilchen sowie zum extremen Algenwachstum aufgrund direkter Eutrophierung. Unter diesen Bedingungen treten auch die Glyceria fluitans-Bestände zurück.

OBERDORFER (1983: 379) bezeichnet J. effusus als ausgeprägten Störzeiger vom Charakter einer Pionierpflanze. Auch LINDNER & MIERWALD (1985: 72) werten das Auftreten der Flatterbinse in einem Hochmoorrest auf der Lecker Geest (Nordfriesland) als deutliches Zeichen für die Ausdehnung der Eutrophierung, die von den benachbarten Weideflächen ausgeht (vgl. auch BURRICHTER 1969: 33; DIERSSEN 1973: 66).

Die Zuordnung von Juncus effusus zum Agropyro-Rumicion erfolgt aufgrund häufiger Vergesellschaftung mit anderen Arten des Verbandes. Die Flatterbinsen-Bestände können eventuell als verarmte Ausbildung der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft angesehen werden. Im allgemeinen werden Dominanzbestände der Flatterbinse je nach Vergesellschaftung unterschiedlichen Vegetationseinheiten zugeordnet oder als ranglose Gesellschaft in verschiedene Verbände und Klassen eingeordnet (vgl. etwa DIERSSEN l. cit.; OBERDORFER l. cit.).

Die Juncus effusus-Bestände treten vorwiegend in Überlagerung mit dem Lemnetum trisulcae oder der Lemna minor-Basalgesellschaft auf. In Durchdringung finden sie sich mit dem Sparganietum erecti, dem Glycerietum fluitantis und dem Caricetum vesicariae.

Juncus effusus-Bestände können in den meisten Naturräumen beobachtet werden.

Zur S y n d y n a m i k des Agropyro-Rumicion

Flutrasen besiedeln vorwiegend wechselnasse, nährstoffreiche Standorte, die einer Beweidung unterliegen oder vormals unterlagen. Diese Bedingungen sind in optimaler Kombination am Ufer von genutzten oder aufgelassenen Tränken gegeben, da die Trittbelastung ein Aufkommen von hochwüchsigen Röhrichten und Gebüschen weitgehend verhindert hat und die Isolation der Kleingewässer deren Ansiedlung entgegensteht. Aktuelle Störungen können je nach Intensität auch die Entwicklung der Flutrasen negativ beeinflussen. Andererseits sind Flutrasenarten an feuchten Standorten fast "allgegenwärtig" und können nach Vernichtung ihrer Bestände aus benachbarten Bereichen ständig neu einwandern. Mit dem Ende der Störungen können sie sich rasch ausbreiten und flache Gewässerzonen mit einer für andere Arten fast undurchdringlichen Vegetationsdecke überziehen. Dabei werden therophytische Gesellschaften wie beispielsweise Bestände des Ranunculion aquatilis schnell verdrängt (vgl. Abb. 10, 7.3.3.: Syndynamik). Mit der Zeit baut sich auf diesen Flächen eine mächtige Streuschicht auf. Zudem kommt es zu einer Endo-Eutrophierung, die die Flutrasenentwicklung zusätzlich begünstigt (vgl. FÖRSTER 1981: 364). Andere Arten haben es schwer, in diese dichten und verfilzten Bestände einzudringen, es sei denn, daß sie auf den Flutrasen keimen können. Diese Strategie wird mit großem Erfolg von Bidens cernua verfolgt (vgl. 7.5.1.5.; 7.8.2.).
Neben der wechselnassen Zone kann unter bestimmten Bedingungen auch der Wasserkörper eines nährstoffreichen Tümpels vom Flutrasen vollständig überzogen werden. Dazu kann es kommen, wenn der Wasserkörper ganzjährig von lebendem oder totem Pflanzenmaterial erfüllt ist, das

weder vollständig abgebaut noch stärker überstaut wird (vgl. 7.8.2.). Auf die Verdrängung lichter Röhrichtbestände durch intensive Flutrasen-Entwicklung wurde unter 7.8.2. schon näher eingegangen.

In vielen Fällen stellen die Flutrasen ein Endstadium der Gewässerverlandung dar, da die Streuakkumulation soweit fortschreiten kann, daß die Flächen nicht mehr überstaut werden. Dies ist vor allem in sehr nährstoffreichen bis hypertrophierten Tümpeln zu beobachten, in denen die Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft die Sapropelschichten überzieht und durch ihre Produktion die Verlandung wesentlich beschleunigt. Während früher solche Gewässer zur Aufrechterhaltung ihrer Funktion periodisch entlandet wurden, werden sie heutzutage oft entwässert und gegebenenfalls in die Grünlandnutzung einbezogen, oder sie bleiben als feuchte Senken im Ackerland bestehen. Heutzutage werden sie nur noch selten wieder ausgeräumt.
Hin und wieder kann beobachtet werden, wie vom Ufer aus produktionskräftige Phragmites australis-Bestände in die Flutrasen einwandern und diese mit der Zeit zurückdrängen. An ungestörten Gewässern werden die Flutrasen in der Regel von Weidengebüschen abgelöst, die sich vom Ufer mit Hilfe von Legeästen langsam auf die Gewässer und damit auf die Schwingdecken ausdehnen.

Zum I n d i k a t o r w e r t des Agropyro-Rumicion

Ausgedehnte Flutrasen entwickeln sich meist nur in flachen Gewässern auf nährstoffreichen, ehemals stärker gestörten Standorten. Sie finden sich beispielsweise nicht in ungestörten Mergelkuhlen, in denen eine wohlentwickelte Röhrichtzone direkt an ein Weidengebüsch oder Hochstaudenried grenzt. Flutrasen-Bestände sind also in detr Regel deutliche Zeiger für aktuelle oder ehemalige Störungen. Sie sind um so mächtiger entwickelt, je länger diese Eingriffe zurückliegen.

7.10. ALNETEA GLUTINOSAE Br.-Bl. & Tx 43

Die in dieser Klasse zusammengefaßten eutraphenten Bruchwälder und Weidengebüsche entwickeln sich vornehmlich auf organogenen Böden, die langfristig überschwemmt oder zumindest durchnäßt sind. Hierzu gehören die Endgesellschaften der Verlandungsreihe meso- bis eutropher Gewässer. An den Kleingewässern sind sie aufgrund der geringen Ausdehung zwar nur fragmentarisch ausgebildet, können aber die Standortbedingungen dieser Lebensräume durch Beschattung und Laubfall entscheidend beeinflussen. Die Mineralisation der Laubstreu führt zur Nährstoffanreicherung in den Gewässern beziehungsweise bei ungünstigen Sauerstoffverhältnissen zur Sapropelbildung und mit der Zeit zur Auflandung des Gewässerbodens. Zudem wird das Wachstum der Wassermakrophyten und Helophyten je nach Beschattungsintensität mehr oder weniger stark beeinträchtigt. Auch einzelne Bäume oder Büsche können an Kleingewässern in dieser Hinsicht schon beträchtliche Wirkung zeigen. Solche Indivi-

Tabelle 26: Alnetea glutinosae und Gehölzanpflanzungen

Spalte		1	2	3	4	5
Anzahl der Aufnahmen		2	11	3	2	1
Mittlere Artenzahl		6	5	3	6	4
Ch_1	Alnus glutinosa	2^{4-5}	.	.	.	.
Ch_2	Salix cinerea	.	IV^{4-5}	.	.	.
	Salix x multinervis	.	III^{3-5}	.	.	.
	Salix aurita	.	.	3^{4-5}	.	.
D_4	Salix x cuspidata	.	.	.	2^{4-5}	.
D_5	Salix triandra	.	.	.	.	1^{3}
B	Oenanthe aquatica	.	III^{1-2a}	.	.	.
	Solanum dulcamara	1^{3}	II^{+-3}	.	.	.
	Iris pseudacorus	.	II^{r-2b}	.	.	.
	Leptodictyum riparium	1^{2m}	II^{1-4}	.	.	.
	Urtica dioica	.	II^{+-2a}	1^{1}	.	.
	Equisetum fluviatile	1^{1}	$+^{+}$	2^{2a-4}	.	.
	Lemna minor	.	I^{2b-4}	.	1^{2m}	1^{2b}
	Galium palustre agg.	.	II^{1-2a}	.	.	.
	Lysimachia vulgaris	.	II^{1-2a}	.	.	.
	Spirodela polyrhiza	.	.	.	1^{2a}	1^{4}
	Carex pseudocyperus	1^{3}	.	1^{3}	.	.
	Carex elata	.	I^{2a-2b}	.	.	.
	Potentilla palustris	.	1^{1}	1^{2a}	.	.
	Rorippa amphibia	.	1^{4}	.	.	.
	Lemna gibba	.	.	.	1^{4}	.
	Hottonia palustris	.	.	1^{3}	.	.
	Potamogeton berchtoldii	1^{3}	.	.	.	.
	Potamogeton natans	1^{2b}	.	.	.	.

Spalte 1: Carici elongatae-Alnetum glutinosae, Alnus glutinosa-Bestände
Spalte 2: Frangulo-Salicetum cinereae, Bestände von Salix cinerea und S. x multinervis
Spalte 3: Frangulo-Salicetum cinereae, Salix aurita-Bestände
Spalte 4: Salix x cuspidata-Anpflanzungen
Spalte 5: Salix triandra-Anpflanzung

duen werden aus pragmatischen Gründen, auch wenn sie nur gepflanzt sind, den unten beschriebenen Vegetationseinheiten zugeordnet.

7.10.1. ALNETALIA GLUTINOSAE Tx 37
ALNION GLUTINOSAE (Malc. 29) Meij.-Drees 36

Die "eigentlichen" Bruchwälder besiedeln aufgelandete, aber noch extrem nasse Böden, auf denen die meisten Laubwaldpflanzen nicht gedeihen können (vgl. BODEUX 1955: 116 f.). In Kleingewässern, deren Umfeld landwirtschaftlich genutzt wird, sind sie nur selten zu finden. Gleichwohl können sie insbesondere in Niedermoorgebieten als ausgedehnte Kontaktgesellschaften an solchen Tümpeln auftreten, die nicht in diese Bearbeitung einbezogen wurden.

7.10.1.1. CARICI ELONGATAE-ALNETUM GLUTINOSAE Koch 26
(Erlen-Bruchwald)
Tab. 26, Spalte 1

Vereinzelt finden sich Erlenbüsche oder -bäume auch in solchen Uferzonen, die regelmäßig vom Winterhochwasser erfaßt werden. Sie siedeln vorwiegend auf erhöhten, etwas vom Rand entfernten Flächen von Tränken, an denen das Ufer stark vom Vieh zertreten ist. Diese erhöhten Wuchsorte entstehen gewöhnlich aus Teilen der Uferböschung, die in die Gewässer hineingetreten worden sind, oder aus alten, abgestorbenen Seggenbulten. In einigen Fällen stellen die Erlengebüsche Verlandungsrelikte dar, die nach einem Wiederanstau des Wassers überdauert haben.
In der Regel zeichnen sich die Erlenbestände durch ein Standortmosaik aus, in dem unterschiedliche Pflanzengesellschaften gedeihen (vgl. Spalte 1). Ein entsprechendes, aber großflächig entwickeltes Mikrorelief in einem Carici-Alnetum glutinosae beschreibt KÖLBEL (1986: 56) aus der Verlandungszone des Hansdorfer Sees.

Die an Kleingewässern vorwiegend einzeln auftretenden Büsche und Bäume werden dieser Assoziation als Bestände zugeordnet. Sie können als fragmentarische Ausbildung sowie als Degradationsphase gewertet werden.

Charakteristisch für die Standorte von Alnus glutinosa sind zeitweilig hohe Wasserstände, die bis in den Sommer hinein über Flur anstehen können, sowie relativ hohe Basensättigung und Stickstoffreichtum (vgl. KLÖTZLI 1969: 61; ELLENBERG 1982: 382). Die Erle gehört zu den wenigen Gehölzarten, die an langfristig überstaute Standorte angepaßt sind. Durch ihr lufthaltiges Xylem kann die Sauerstoffversorgung des Wurzelbereiches auch unter ungünstigen Bedingungen sichergestellt werden (KÖSTLER et al., zit. nach ELLENBERG 1982: 381). Die Stickstoffversorgung der Erle wird durch die Ausbildung von Wurzelknöllchen verbessert, in denen Aktinomyceten Luftstickstoff binden. Dadurch bedarf es anscheinend keiner ausgeprägten herbstlichen Stickstoffrückverlagerung aus dem Laub in den Stammmbereich, so daß die abfallenden Blätter ein

relativ enges C/N-Verhältnis ausweisen und unter günstigen Verhältnissen (ausreichendem Sauerstoffangebot) schon innerhalb der nächsten Vegetationsperiode vollständig mineralisiert werden können (vgl. KLÖTZLI op. cit.). Dadurch ist die Möglichkeit einer fortschreitenden Eutrophierung der Erlen-Standorte gegeben.

Eingedenk dieser Möglichkeit erscheinen solche Erlen-Anpflanzungen in einem neuen Licht, die am Gewässerrand zum Schutz gegen Nährstoffeintrag (Düngereintrag) angelegt werden. Aufgrund des raschen Wachstums der Erle, über dessen Geschwindigkeit KRAUSE (1985: Abb. 4 bis 6, 9 bis 11) eindrucksvolle Beispiele gibt, wird die Vegetationsentwicklung in den Kleingewässer nicht nur schon nach wenigen Jahren durch Beschattung beeinträchtigt, sondern auch durch einen nicht zu unterschätzenden Nährstoffeintrag durch das Erlenlaub beeinflußt. In der Regel muß also davon ausgegangen werden, daß angepflanzte Erlen Auflandungsvorgänge in kleinen Stillgewässern durch Nährstoffeintrag, Akkumulation organischen Materials sowie Sapropelbildung beschleunigen.

An Tümpeln finden sich unter den meist lichten Erlenbeständen in der Regel diverse Vegetationseinheiten, die aus mehr oder minder beschattungstoleranten Wasserpflanzen oder Röhrichtarten aufgebaut werden.

Erlenbestände sind vereinzelt in den Kleingewässern der Niederungen, der Geest und des Östlichen Hügellandes anzutreffen.

7.10.2. SALICETALIA AURITAE Doing 62 emend. Westh. 68
SALICION CINEREAE Müller & Görs 58

Weidengebüsche entwickeln sich vorwiegend auf nassen Anmoorgleyen und Niedermoortorfen, die teilweise auch ganzjährig überschwemmt sein können. Die beteiligten Holzarten sind, wie die Erlen, durch ein lufthaltiges Wurzelxylem an Sauerstoffmangel in der Rhizosphäre angepaßt (vgl. ELLENBERG 1982: 381). Weidenbestände bilden oft ein Vorgebüsch vor den Erlenwäldern, die ihnen zumindest an basenreichen und etwas höher gelegenen Standorten in der Sukzession folgen.

7.10.2.1. FRANGULO-SALICETUM CINEREAE Malc. 29
(Grauweiden-Faulbaum-Gebüsch)
Tab. 26, Spalten 2 und 3

Im Gegensatz zur Erle sind Grauweidengebüsche an Kleingewässern häufig anzutreffen. Sie finden sich als Einzelbüsche in der Uferzone oder umgeben den Tümpel gürtelförmig, wobei sie mit ihren Ästen, die sich sekundär bewurzeln, weit in das Gewässer hineinragen.
Am nährstoffreichen Ufer wird das Frangulo-Salicetum cinereae überwiegend aus Salix cinerea und S. x multinervis aufgebaut, die oft Höhen bis zu 6 m erreichen (Spalte 2). An primär nährstoff- und kalkarmen Standorten finden sich vornehmlich Bestände der deutlich kleineren S. aurita (Spalte 3). Sekundär können auch die Wuchsorte der Ohrweide eutrophiert worden sein.

S. cinerea und S. x multinervis besiedeln sowohl organogene wie mineralische Böden, während S. aurita bevorzugt auf sauren Torfen zu finden ist (vgl. CHMELAR & MEUSEL 1986: 67, 71). Hin und wieder sind beide Arten und der Bastard auch auf Schwingdecken zu beobachten (s. 7.9.2.). In der Regel entwickeln sie sich auf ungestörten Standorten, können aber im ausgewachsenen Stadium auch eine Beweidung überstehen.

Meist siedeln sich die Weiden in der wechselnassen Uferzone oder auf abgestorbenen Seggenbulten an. Später dehnen sie sich auf die Wasserfläche aus, indem ältere Äste durch ihr eigenes Gewicht oder durch Winddruck auf die Wasserfläche gedrückt werden. Dort bilden sie reichlich Adventivwurzeln und können sich im Wasser treibend weiter entwickeln. Mit zunehmendem Alter sinken sie tiefer ein und sterben in den unteren Bereichen teilweise ab, während sich an der Wasseroberfläche neue Triebe bilden. So können "schwimmende" Weidengürtel mit Breiten bis zu sechs Metern entstehen, die noch mit ihren Ausgangsstämmen am Ufer in Verbindung stehen (vgl. WEBER 1977: 144). Selbst wenn diese Verbindungen gekappt werden, wachsen die Äste weiter und bilden neue Individuen aus, die im tieferen Wasser wurzeln. Im Extremfall können die Weidengebüsche auf diese Weise kleinere Gewässer unabhängig von deren Wassertiefe vollständig überwachsen.

Die soziologische Stellung der Grauweidengebüsche wird von DIERSSEN (1973: 59) diskutiert. Eine Einordnung der angetroffenen Bestände von S. aurita in das Betulo-Salicetum auritae scheint aufgrund der standörtlichen Verhältnisse an den untersuchten Kleingewässern nicht gerechtfertigt.

Während sich die Weiden vom Ufer auf die Gewässer ausdehnen, entstehen regelmäßig Überlagerungs- und Durchdringungskomplexe mit schattentoleranten Vegetationseinheiten. Überlagerungen können vor allem mit dem Riccielletum fluitantis, dem Lemnetum trisulcae und der Lemna minor-Basalgesellschaft beobachtet werden. Häufig finden sich auch Bestände der winterannuellen Oenanthe aquatica im Schatten der Büsche. Durchdringungen sind vor allem mit schattentoleranten Röhrichtgesellschaften wie dem Oenantho-Rorippetum amphibiae und der Iris pseudacorus-Basalgesellschaft ausgebildet. Sehr häufig werden die Gebüsche von einem Solanum dulcamara-Schleier überzogen. Nicht selten sind auch Moosgemeinschaften vor allem mit Leptodictyum riparium unter den Weiden zu finden. Die auf den Ästen und Zweigen der Büsche wachsenden Bryophyten wurden nicht gesondert erfaßt.

Das Frangulo-Salicetum cinereae ist in allen Naturräumen anzutreffen. Während die Ausbildung von S. aurita ihren Verbreitungsschwerpunkt anscheinend in der Geest besitzt, ist S. cinerea überall verbreitet und besonders im Östlichen Hügelland sehr häufig. In der Marsch tritt die Assoziation weitgehend zurück.

7.10.3. Gehölzanpflanzungen

Es schließt sich eine Aufzählung gepflanzter Gebüsche und Bäume an,

die standörtlich Flächen einnehmen, welche potentiell vom Carici-Alnetum glutinosae oder vom Frangulo-Salicetum cinererae bestockt sein könnten. In der Regel bleibt der Umfang dieser Anpflanzungen stabil und dehnt sich nicht aus.

Folgende Weidenarten wurden auf periodisch überfluteten Flächen angetroffen und sind zum Teil durch Aufnahmen dokumentiert:
- Salix alba (keine Aufnahmen; meist ältere Einzelbäume)
- Salix x cuspidata (Tab. 26, Spalte 4; oft ältere Büsche oder Bäume)
- Salix triandra (Tab. 26, Spalte 5; Gebüsche)
- Salix viminalis (keine Aufnahmen; oft dichte Gebüsche)

Unter naturnahen Bedingungen finden sich diese Arten in Flußauen, in denen periodische oder episodische Überschwemmungen zur Nährstoffanreicherung und zur Ablagerung von mineralischen Sedimenten führen (vgl. DIERSSEN et al. 1988). In der Kulturlandschaft werden sie häufig gepflanzt. In den Überflutungszonen der Kleingewässer sind sie nur selten zu finden, häufiger kommen sie dagegen auf hochgelegenen Uferpartien vor.

Zur S y n d y n a m i k der Alnetea

Sowohl die Erlenbestände wie die Weidengebüsche stellen im Hinblick auf die Gewässerbetrachtung stabile Endstadien dar, die nur durch massive anthropogene Eingriffe verändert werden. Schon aufgrund ihrer Wuchshöhe verdrängen sie andere Pflanzengesellschaften; nur wenige schattentolerante Arten können auch innerhalb geschlossener Gehölz-Bestände existieren.

Das Weidenstadium der Gewässerverlandung ist relativ stabil. Mit den Jahren vollzieht sich unter diesen Beständen eine Akkumulation organischen Materials, die immer mit einer Sapropelbildung verbunden ist.
Dieser Vorgang scheint in der Spätphase der Verlandung recht langsam abzulaufen. Eventuell spielen dafür die an solchen Gewässern häufig beobachteten starken Wasserstandsschwankungen eine Rolle, die wahrscheinlich aus der hohen Transpirationsleistung größerer Gehölze resultieren. Regelmäßig fallen dabei die obersten Schichten des Gewässerbodens trocken, die überwiegend aus zerkleinertem Fallaub und Aststücken bestehen. Durch den Sauerstoffzutritt sind dann gute Mineralisationsbedingungen gegeben. Wahrscheinlich wird die Laubstreu während dieser Phase mineralisiert, wodurch der weiteren Faulschlammbildung teilweise entgegen gewirkt wird. Diese Vermutung bedarf noch einer Bestätigung durch genauere Untersuchungen.

Langfristig sollen sich auch die Weidenbestände der seltener überfluteten Flächen in Erlenbrücher verwandeln, obwohl eine Keimung der Erle an diesen Standorten unwahrscheinlich erscheint, da sie für ihre Entwicklung höherer Lichtansprüche stellt (vgl. MÖLLER 1970: 21). In der Regel werden die Gehölze jedoch vorher vernichtet, sei es, daß das ehemalige Gewässer vollständig zugeschüttet wird, oder daß es wieder ausgeräumt und instandgesetzt wird.

Die sich am Gewässerrand entwickelnden Gehölze werden oft abgeschlagen, sobald sie eine Höhe von 3 bis 4 Metern erreicht haben. Da dieses Abholzen vornehmlich auf Ackerflächen beobachtet wurde, besteht Grund zur Annahme, daß der Landwirt eine Schattenwirkung auf die Kulturfrüchte fürchtet. Die abgeschlagenen Äste und Stämme werden regelmäßig in das Gewässer hineingeworfen oder am Ufer abgeladen, wo sie verrotten. Diese Holzhaufen werden im folgenden Text als "Altholz" bezeichnet.

Zum I n d i k a t o r w e r t der Alnetea

Die gewachsenen Gesellschaften und Bestände der Alnetea sind bezeichnend für ein gereiftes Altersstadium langfristig ungestörter Gewässer. Während sich die Gehölze in einem ersten Stadium noch auf die Uferzonen beschränken, dehnen sie sich später auf das gesamte Gewässer aus. Kleinere Kuhlen werden unabhängig von ihrer Tiefe vollständig von Weiden überdeckt, die oft noch auf dem Ufer stocken (s.o.). In größeren Gewässern muß sich vor der vollständigen Verbuschung die Auflandung der subhydrischen Böden vollzogen haben, die in erster Linie durch Akkumulation abgestorbener Wasserpflanzen und Röhrichte erfolgt, häufig aber auch durch allochtonen Eintrag aus der Umgebung (Laub, Holzreste) oder durch den Menschen (Deposition von Steinen, Hausrat, Strohresten) beschleunigt wird. Erst dann können sich Gehölze auch in größerer Entfernung vom Ufer ansiedeln.

Das Auftreten nicht gepflanzter Gehölze läßt einige Rückschlüsse auf die Nährstoffversorgung der Standorte zu:
- Die Erlenbestände kennzeichnen basen- und stickstoffreiche Standorte.
- Das Frangulo-Salicetum cinereae tritt unter meso- bis eutrophen Verhältnissen auf, wobei sich die Salix aurita-Ausbildung primär auf kalkarme, eher mesotrophe Standorte beschränkt. Sekundär kann es an diesen Standorten zur Eutrophierung kommen, die von der Ohrweide geduldet wird.

Die Salix cinerea-Ausbildung entwickelt sich unabhängig von der Nährstoffversorgung an sehr unterschiedlichen Standorten. Sie ist gelegentlich auch in stark verschmutzten Gewässer zu finden.

*

Vegetationseinheiten ohne synsystematische Zuordung

7.11. SOLANUM DULCAMARA-SCHLEIER
(Schleierbestände des Bittersüßen Nachtschattens)
(Tab. 27)

An vielen Kleingewässern findet sich das Geflecht des Bittersüßen Nachtschattens; besonders häufig ist es an steilwandigen Mergelkuhlen anzutreffen. In der periodisch trockenfallenden Zone wurzelnd überzieht es unterschiedliche Vegetationseinheiten oder Strukturen wie

Tabelle 27: Solanum dulcamara-Schleier

Spalte		1	2	3
Anzahl der Aufnahmen		4	3	1
Mittlere Artenzahl		8	3	2
D	Solanum dulcamara	4^{3-4}	3^{3-5}	1^{5}
B_1	Sparganium erectum	3^{2a-2b}	.	.
	Glyceria fluitans	2^{2a-2b}	1^{+}	.
	Oenanthe aquatica	2^{+-2a}	.	.
	Carex pseudocyperus	2^{+}	.	.
	Iris pseudacorus	1^{2b}	.	.
	Phalaris arundinacea	1^{2a}	.	.
	Typha latifolia	1^{2a}	.	.
	Eleocharis palustris	1^{1}	.	.
	Equisetum fluviatile	1^{1}	.	.
	Lycopus europaeus	1^{1}	.	.
	Galium palustre agg.	1^{+}	.	.
	Rorippa amphibia	1^{+}	.	.
-	(Altholz)	.	3^{2b-4}	.
B_2	Agrostis stolonifera	3^{+-3}	1^{1}	.
	Lemna minor	2^{2m}	.	.
	Leptodictyum riparium	1^{2a}	1^{3}	.
	Myosotis scorpioides	1^{2a}	.	.
	Lemna trisulca	1^{2m}	.	.
	Spirodela polyrhiza	1^{2m}	.	.
	Agropyron repens	1^{+}	.	.
	Brachythecium rutabulum	.	1^{2b}	.
	Polygonum amphibium	.	1^{2a}	.
	Bolboschoenus maritimus	.	.	1^{1}

Spalte 1: Solanum dulcamara-Schleier über Phragmitetea-Gesellschaften
Spalte 2: Solanum dulcamara-Schleier über Altholzhaufen
Spalte 3: Solanum dulcamara-Schleier über entblößten Böden

Altholzhaufen, Lesesteinablagerungen sowie entblößte Böden. Jeder aufrechte Gegenstand wird von Solanum dulcamara als Stütze benutzt, um sich lianenartig dem Licht entgegenzuwinden.

S. dulcamara wird oft den Gesellschaften der Alnetea glutinosae oder der Salicetea purpureae zugeordnet, wobei die Art meist nährstoffreiche Subassoziationen verschiedener Gesellschaften kennzeichnet (vgl. beispielsweise BODEUX 1955: 118; MÖLLER 1970: 16; WEBER 1977: 146; WITTIG 1980: 64; ALTROCK 1987: 104; s. auch Angaben bei OBERDORFER 1979: 789). Zugleich wird der Nachtschatten auch als differenzierende Art in Röhrichtgesellschaften angesehen (vgl. etwa KRAUSCH 1964b: 432: Subassoziation von Solanum dulamara des Scirpo-Phragmitetum). An Kleingewässern ist diese Art keiner Vegetationseinheit eindeutig zuzuordnen und auch in keine Klasse einzuordnen. Da ihre Bestände aber gelegentlich die einzige Vegetation auf Holz- und Steinhaufen bilden und zudem einzelnen Individuen sich gleichzeitig über mehrere Bestände unterschiedlicher soziologischer Zugehörigkeit ausbreiten, wurden die Solanum dulcamara-Schleier als selbständige Einheit unabhängig von ihrer "Stützvegetation" aufgefaßt und notiert.

In Tab. 27 sind drei Gruppen von Vegetationsaufnahmen zusammengestellt, die als Beispiele für unterschiedliche Vergesellschaftungen des Bittersüßen Nachtschattens dienen sollen:
- Spalte 1 dokumentiert die Durchdringungen von Solanum dulcamara mit Beständen verschiedener Röhrichtarten.
- In Spalte 2 sind Aufnahmen vereinigt, mit denen dichte Solanum-Schleier über Holzhaufen erfaßt wurden.
- Die Aufnahme in Spalte 3 wurde an einem Bestand erhoben, der sich mangels geeigneter Stützelemente dem Boden angelegt hatte.

Regelmäßig durchdringt S. dulcamara Weidengebüsche, wie in Tab. 26 dokumentiert. Nur in dicht schließenden Gehölzbeständen beschränken sich die Vorkommen der Art auf die Randbereiche der Gebüsche.

Der Solanum dulcamara-Schleier ist in den meisten Naturräumen häufig anzutreffen. Nur in der Marsch tritt er etwas zurück.

7.12. MOOS-GEMEINSCHAFTEN (Tab. 28)

Bryophyten sind Bestandteile in einer Reihe von Vegetationseinheiten. In einigen Klassen werden sie gar als Charakterarten für bestimmte Syntaxa gewertet und in das pflanzensoziologische System integriert (s. etwa Lemnetea: 7.1.1.4. und 7.1.1.5.; vgl. auch DIERSSEN et al. 1988: Scheuchzerio-Caricetea nigrae oder Oxycocco-Sphagnetea). In anderen Fällen werden sie als Mitglieder abhängiger Synusien zwar notiert, für eine Charakterisierung der Gesellschaften aber meist nicht herangezogen (zum Beipiel Moossynusien auf Gehölzen in Waldgesellschaften). Eine dritte Möglichkeit bietet sich in der gesonderten Erfassung der miteinander vergesellschafteten Moosarten. Diese Synusien können in einem eigenen System typisiert und klassifiziert wer-

den, daß mehr oder weniger parallel zur Soziologie der höheren Pflanzen aufgebaut ist. Solche Synusien können aber nicht direkt in das konventionelle pflanzensoziologische System integriert werden, da in den meisten Fällen die verbindenden Arten fehlen (vgl. etwa VON HÜBSCHMANN 1957, 1986; NEUMAYR 1971).

In den Kleingewässern finden sich Bryophyten:
- als kennzeichnende Bestandteile bestimmter Assoziationen,
- als abhängige Synusien beispielsweise auf Weidenästen,
- als selbständige oder zumindest scheinbar selbständige Moos-Gemeinschaften.

Die selbständigen Moos-Gemeinschaften sind gesondert aufgenommen worden. Die einzelnen Bestände sind nach Dominanz gegliedert, die Gemeinschaften nach den jeweils dominanten Arten benannt worden.

Tabelle 28: Moosgemeinschaften

	Spalte	1	2	3	4	5
	Anzahl der Aufnahmen	1	5	3	1	1
	Mittlere Artenzahl	6	5	5	5	3
D_1	Sphagnum fimbriatum	[1^4]	.	.	.	.
D_2	Leptodictyum riparium	.	[V^{4-5}]	1^4	.	.
D_3	Drepanocladus aduncus	.	.	[3^5]	.	.
D_4	Calliergonella cuspidata	1^3	.	.	[1^5]	.
D_5	Fontinalis antipyretica	.	.	.	.	[1^3]
B	Potamogeton natans	.	III^{+-1}	.	.	.
	Lemna trisulca	.	II^{2m-4}	2^{2m-2a}	.	1^1
	Lemna minor	.	II^{1-2a}	2^{2m-2a}	.	.
	Rorippa amphibia	.	I^{2b}	1^r	.	.
	Oenanthe aquatica	.	I^1	1^1	.	.
	Sparganium erectum	1^+	I^{2a}	.	.	.
	Galium palustre agg.	1^1	.	1^+	.	.
	Elodea canadensis	.	.	.	.	1^4

Spalte 1: Sphagnum fimbriatum-Gemeinschaft
Spalte 2: Leptodictyum riparium-Gemeinschaft
Spalte 3: Drepanocladus aduncus-Gemeinschaft
Spalte 4: Calliergonella cuspidata-Gemeinschaft
Spalte 5: Fontinalis antipyretica-Gemeinschaft

7.12.1. SPHAGNUM FIMBRIATUM-GEMEINSCHAFT (Tab. 28, Spalte 1)
7.12.2. SPHAGNUM FALLAX-GEMEINSCHAFT (keine Aufnahmen)

Beide Torfmoosarten sind in oligo- bis mesotrophen Gewässern verbreitet (vgl. JENSEN 1952). Sie finden sich nach DIERSSEN (in prep.) unter anderem in feuchten, ziemlich sauren Weidengebüschen (Sph. fimbriatum) und auf mesotrophen Niedermoorstandorten (Sph. fallax). Beide Arten treten in ehemaligen, heute weitgehend verlandeten Niedermoor-Torfstichen auf. Die Sphagnum fimbriatum-Gemeinschaft wurde außerdem in einer alten angeliter Mergelkuhle (1423-06) beobachtet, die von Weidengebüschen schon fast ganz überwachsen ist. In der Mitte dieser Kuhle, in der das Gebüsch noch nicht vollständig geschlossen ist, hat sich eine nicht betretbare Schwingdecke aus Sphagnum fallax über tiefen Sapropelschichten gebildet, in der noch einzelnen Halme von Typha latifolia und Sparganium erectum überdauern.

Zur Eriophorum angustifolium-Sphagnum fallax-Gesellschaft s. 7.8.2.3.

7.12.3. LEPTODICTYUM RIPARIUM-GEMEINSCHAFT (Tab. 28, Spalte 2)
7.12.4. DREPANOCLADUS ADUNCUS-GEMEINSCHAFT (Tab. 28, Spalte 3)
7.12.5. CALLIERGONELLA CUSPIDATA-GEMEINSCHAFT (Tab. 28, Spalte 4)
7.12.6. FONTINALIS ANTIPYRETICA-GEMEINSCHAFT (Tab. 28, Spalte 5)

Diese vier Moosgemeinschaften werden durch euryöke Arten gekennzeichnet, die bevorzugt in meso- bis eutrophen Lebensräumen gedeihen, aber auch in mäßig verschmutzten Gewässern noch lange überdauern können (vgl. Angaben bei JENSEN 1952; DÜLL 1985). Nach DÜLL (1985: 179 f.) soll Leptodictyum riparium als typischer Eutrophierungszeiger den nährstoffarmen Bereichen fehlen.

Diese Moosgemeinschaften werden häufig vom Lemnetum trisulcae und der Lemna minor-Basalgesellschaft überlagert. Durchdringungen sind ausgebildet mit den Basalgesellschaften von Potamogeton natans und Elodea canadensis sowie mit verschiedenen Gesellschaften des Phragmition, Sparganio-Glycerion und Agropyro-Rumicion.

7.13. Algenwatten (keine Aufnahmen)

In sonnenexponierten, nährstoffreichen Gewässern werden nicht selten ausgedehnte Watten fädiger Algen angetroffen, die sich mit dem Erwärmen des Wassers im Frühjahr explosionsartig entwickelt haben. Es handelt sich dabei vorwiegend um Conjugatophyceae (Jochalgen) aus der Familie der Zygnemataceae, von denen die Gattungen Spirogyra und Zygnema bestimmt werden konnten. Es ist nicht auszuschließen, daß sich weitere fädige Arten anderer Gattungen am Aufbau dieser Watten beteiligen.

Die Algenwatten sterben in der Regel im Sommer unter rascher Zersetzung ab. Auf die Nährstoffkonkurrenz, die besonders im Frühjahr von diesen Algenwatten ausgeht, wurde schon hingewiesen (s. 7.1.: zum Indikatorwert).

8. Synsoziologische Untersuchungen

8.1. Kurze Einführung in die Synsoziologie

Während sich die "herkömmliche" Pflanzensoziologie mit der Vergesellschaftung von Arten auseinandersetzt, beschäftigt sich die Synsoziologie (auch Symphytosoziologie oder Sigmasoziologie genannt) mit der "Vergesellschaftung von Gesellschaften", also mit dem regelhaften Zusammentreten von soziologisch definierten Vegetationseinheiten zu größeren Komplexen (vgl. etwa TÜXEN 1973, 1978a; KNAPP 1975; BEGUIN et al. 1979; SCHWABE 1987: 33). Die in diesem jungen Zweig der Pflanzensoziologie entwickelte Vorgehensweise bietet unter anderem die Möglichkeit, naturräumlichen Einheiten mit Hilfe der Vegetation induktiv abzugrenzen. Diese Naturräume werden somit durch ihre regelhaft wiederkehrenden Vegetationskomplexe charakterisiert, die primär von klimatischen und edaphischen Bedingungen gekennzeichnet und meist sekundär anthropozoogen überprägt sind (s. SCHMITHÜSEN 1968: 303 ff.; PIGNATTI 1978: 28).

Die Aufstellung von Gesellschaftskomplexen zur Kennzeichnung bestimmter Lebensräume wurde schon von OSVALD (1923) bei der Bearbeitung des Komosse in Südschweden angewandt. Er konnte in diesem Hochmoorgebiet acht genetisch bedingte und durch die Vegetation geprägte Komplexe unterscheiden. Auch BRAUN-BLANQUET erwähnt schon in der ersten Auflage seiner "Pflanzensoziologie" (1928: 299 f.) Gesellschafts- oder Assoziationskomplexe. BRAUN-BLANQUET verstand darunter eine meist in der Geomorphologie der Landschaft begründete, mehr oder weniger regelmäßige Anordnung von Assoziationen oder Assoziationsfragmenten. Abgrenzungen unterschiedlicher Komplexe voneinander sowie ihre lokale oder regionale Ausdehnung wurden in dem zitierten Werk jedoch nicht festgelegt. Die Erarbeitung von Gesellschaftskomplexen als naturräumliche Charakteristika geht auf Vorschläge von SCHMITHÜSEN (1968: 303 ff.) zurück. Solche induktiv erarbeiteten Komplexe können den vegetationsgeographischen Ausdruck einer Grundeinheit der Landschaft, beispielsweise einer Fliese, darstellen. Ein prinzipiell ähnlicher, aber weiter gefaßter Ansatz findet sich im Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation von TÜXEN (1956: 33 ff.). In seinem einführenden Aufsatz beschreibt der Autor unter anderem die Gesellschaftskomplexe der wichtigsten Vegetationsgebiete Nordwestdeutschlands. Später schlug TÜXEN vor, Gesellschaftskomplexe in "potentiell natürlichen Wuchsgebieten" aufzunehmen (TÜXEN 1973). Seitdem hat er die methodischen Grundlagen in mehreren Schriften umrissen und verfeinert sowie eine Reihe von Beispielen geliefert (TÜXEN 1977b; 1978a; 1978b; 1979b; vgl. auch KNAPP 1975; RIVAS-MARTINEZ 1976; GEHU 1977; PIGNATTI 1978; BEGUIN et al. 1979; MATUSZKIEWICZ 1979; SCHWABE-BRAUN 1980).

Der Synsoziologie liegt die Annahme zugrunde, daß auf einer definierten, in ihrem inneren Wirkungsgefüge weitgehend homogenen Fläche nur eine begrenzte Anzahl von Vegetationseinheiten gemeinsam auftreten kann. Das Gesellschaftsinventar einer solchen Fläche bildet ihren charakteristischen Vegetationskomplex. In einer Naturlandschaft drückt

die räumliche Anordnung der Vegetationseinheiten das überwiegend klimatisch und edaphisch bedingte Verteilungsmuster der Standortverhältnisse aus. In einer Kulturlandschaft werden die räumlichen Beziehungen der Gesellschaften untereinander überwiegend durch verschiedene Bewirtschaftungsmuster geprägt. In beiden Landschaften bilden die jeweils auftretenden Gesellschaften deren charakteristischen, "landschaftstypischen" Vegetationskomplex. Eine so umrissene Fläche stellt also eine naturräumliche Einheit dar, die durch vegetationskundliche Merkmale gekennzeichnet und dadurch im Gelände relativ gut abzugrenzen ist. Durch die Erarbeitung charakteristischer Gesellschaftskomplexe können zudem Erkenntnisse abgeleitet werden, die insbesondere für vegetationsgeographische und landschaftsökologische Fragestellungen von Bedeutung sind sowie bei Landschaftsbewertungen und Landschaftsplanungen eingesetzt werden können (vgl. TÜXEN 1979b: 87 ff.).

Das methodische Vorgehen in der Synsoziologie entspricht im Prinzip der pflanzensoziologischen Arbeitsweise, nur werden in einer Aufnahme statt Pflanzenarten Gesellschaften notiert und deren Deckungen geschätzt (s. 8.3.). Nach dieser analytischen Phase im Gelände, auf deren Probleme weiter unten eingegangen wird, folgt ein synthetischer Arbeitsgang, bei dem die Aufnahmen nach bestimmten Kriterien wie soziologischer Ähnlichkeit geordnet und zu Typen zusammengefaßt werden (vgl. GEHU 1977: 118). Analog zur "herkömmlichen" Pflanzensoziologie bilden dabei solche Vegetationseinheiten (beliebiger syntaxonomischer Rangstufe), die weitgehend auf einen Komplex beschränkt bleiben, dessen sogenannte Charakter- oder Leitgesellschaften. Diese definieren die Grundeinheiten in der Synsoziologie, die Geosyntaxa oder Sigmeten (vgl. KNAPP 1975: 403; TÜXEN 1979b: 80). Vegetationseinheiten, die keine eindeutige synsoziologische Bindung zeigen, sind demzufolge von geringerem diagnostischen Wert. Sie treten entsprechend nur als Differential- oder Begleitgesellschaften auf.

In den letzten 15 Jahren hat die Synsoziologie nicht nur eine weite Verbreitung gefunden, ihre Methoden sind auch ständig verfeinert und bei einer Vielzahl unterschiedlicher Fragestellungen eingesetzt worden. Einige Anwendungsbereiche sollen hier als beispielhaft aufgeführt werden (vgl. auch TÜXEN 1979b):

- Vegetationskartierungen mit Hilfe von Gesellschaftskomplexen wurden anderem von HÜLBUSCH (1978), MIYAWAKI (1978; 1980), THALEN (1978) und SCHLÜTER (1979) durchgeführt.
- Eine der wesentlichen Aufgaben der Synsoziologie besteht darin, verschiedene Landschaftstypen zu erarbeiten. Als erster Schritt müssen dabei die einzelnen Kompartimente (Landschaftselemente) typisiert werden. Diese können dann auf ihrer Chorologie und ihre naturräumlichen Einbindung hin untersucht werden. Als Beispiele seien hier Arbeiten von GEHU (1978), J. TÜXEN (1978), WEBER-OLDECOP (1978), ZOLLER et al. (1978), DIERSSEN (1979), SCHWABE-BRAUN (1980), FELZINES (1982) und SCHWABE (1987) genannt. Wie DIERSSEN & DIERSSEN (1980) anhand von Moorkomplexen aus Skandinavien zeigen konnten, ergeben sich gelegentlich schon bei der Bearbeitung einzelner Landschaftselemente charakteristische Typen, mit denen größere Regionen gegliedert werden können.

- Mehr angewandte Aspekte werden durch den Einsatz synsoziologischer Arbeitsmethoden bei Landschaftsbewertungen sowie Raum- und Landschaftsplanungen berücksicht. Auf diesem Feld ist die Synsoziologie bisher insbesondere in urbanen Bereichen eingesetzt worden. Hervorzuheben ist hier vor allem die grundlegende Untersuchung von HÜLBUSCH et al. (1979), ferner Arbeiten von GILS & HUITS (1978), WIEGERS (1978), KIENAST (1980), HARD & OTTO (1985).
- Möglichkeiten zur Abschätzung von Landschaftsveränderungen nach Großflurbereinigungen stellen WILMANNS & TÜXEN (1978) mit Hilfe der Synsoziologie am Beispiel des Kaiserstühler Rebgeländes vor.
- Ein weiteres Anwendungsgebiet findet die Synsoziologie bei der Beschreibung vertikaler oder entwicklungsrhythmisch bedingter Komplexbildungen, wie sie unter 6.1.2. vorgestellt wurden. Diverse Beispiele aus aquatischen und amphibischen Lebensräumen finden sich in einem Aufsatz von MERIAUX & GEHU (1978). Die in jener Arbeit aufgezeigten Einsatzmöglichkeiten der Synsoziologie bei der Aufnahme eng verzahnter Vegetationskomplexe haben sich auch bei der Bearbeitung der Kleingewässervegetation als hilfreich erwiesen. Insbesondere die Erfassung und Darstellung dynamischer Prozesse in stark anthropogen geprägten Vegetationskomplexen, die sich meist durch rasche Sukzessionsabläufe auszeichnen, können mit Hilfe dieser Methode erfolgreich durchgeführt werden und unter anderem zu einem besseren Verständnis von Durchdringungs- und Überlagerungkomplexen führen.
- Viele Tiergruppen wie Odonata, Ephemeroptera und Plecoptera oder auch Amphibia zeigen im Laufe ihres Lebens grundlegende Änderungen in ihren Habitatansprüchen (vgl. etwa WESENBERG-LUND 1943). Dies bedeutet oft, daß die Arten in zeitlicher Folge auf zwei oder mehrere verschiedene Vegetationstypen angewiesen sind. Hier bietet die Erarbeitung von Vegetationskomplexen ausgezeichnete Möglichkeiten, durch Korrelationen zwischen Tiergemeinschaften und Lebensräumen eine verbesserte Grundlage für die Tiersoziologie herzustellen (vgl. etwa SEITZ 1982; KRATOCHWIL 1987).

Der folgende Teil der Arbeit versteht sich als Beitrag zur Typisierung eines einzelnen Landschaftselementes, dem Kleingewässer. Das landschaftstypisches Einbettungsmuster der Kleingewässer in weiter gefaßte Gesellschaftskomplexe muß einer späteren Arbeit überlassen werden (zum Begriff "landschaftstypisches Einbettungsmuster" s. ZOLLER et al. 1978: 118). Ebenso muß die chorologische Darstellung der unter 9. beschriebenen Kleingewässertypen zurückgestellt werden, da keine quantitative, sondern hauptsächlich eine qualitative Erfassung durchgeführt wurde.

8.2. Probleme bei der synsoziologischen Erfassung der Vegetation

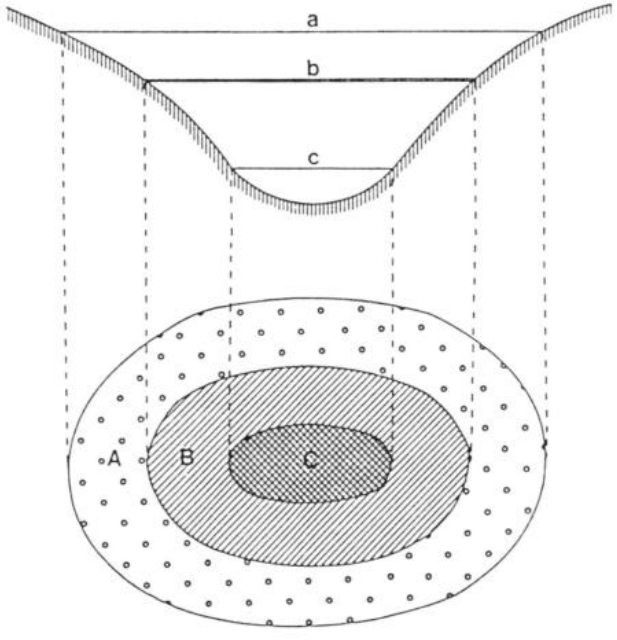
Im folgenden sollen einige Probleme vorgestellt werden, die sich in erster Linie aus synsoziologischen Fragestellungen ergeben. Die aufgezeigten Lösungsansätze sind speziell auf die Bearbeitung der Kleingewässer zugeschnitten und nicht ohne Modifikation auf andere Landschaftselemente zu übertragen.

8.2.1. Abgrenzung der Aufnahmefläche

Wie in der "herkömmlichen" Pflanzensoziologie besteht auch in der Synsoziologie Einigkeit darüber, daß Flächen, deren Gesellschaftsinventare zur Typisierung von Komplexen herangezogen werden sollen, den Kriterien der Homogenität und des Minimumareals genügen müssen. Da für die Erarbeitung von Gesellschaftskomplexen größere Aufnahmeflächen notwendig sind, ist die geforderte Homogenität in der Praxis oft nicht direkt aus der Vegetationsdecke oder Geomorphologie zu erschließen. Eine sinnvolle und nachvollziehbare Abgrenzung der Aufnahmefläche stellt somit das methodische Hauptproblem in der Synsoziologie dar (vgl. KNAPP 1975: 406; PIGNATTI 1978: 30; TÜXEN 1978a: 6; HÜLBUSCH et al. 1979: 71 ff.; SCHWABE 1987: 30).
Bisher sind für die Ermittlung der Homogenität keine klaren und verbindlichen Richtlinien aufgestellt worden. Daher wird die Homogenität einer Bezugsflächen von verschiedenen Autoren nach unterschiedlichen Gesichtspunkten beurteilt. Eine in der Theorie gut begründete, in der Praxis oft aber nicht ohne Schwierigkeiten zu realisierende Abgrenzungsmöglichkeit besteht in der Aufnahme von Gesellschaftskomplexen innerhalb von Einheiten der potentiellen natürlichen Vegetation (s. TÜXEN 1973; 1978b; RIVAS-MARTINEZ 1976; GEHU 1977). Andere Autoren kommen dagegen zu anderen Abgrenzungen ihrer ausreichend homogenen Bezugsflächen (vgl. etwa ZOLLER et al. 1978; HÜLBUSCH et al. 1979; SCHWABE-BRAUN 1980; SCHWABE 1987). Die Problematik sei hier durch ein Beispiel verdeutlicht, mit dem KIENAST (1978: 339 ff.) anhand von urbanen Gesellschaftskomplexen aus Schleswig eindrucksvoll zeigt, daß die Fassung und Zuordnung von Gesellschaftskomplexen eng an die Wahl der Aufnahmefläche gebunden ist:

> In einem ersten Arbeitsschritt wurden die Gesellschaftskomplexe für das gesamte Stadtgebiet von Schleswig erarbeitet. Anschließend sollte die Bedeutung der Flächengröße bei der Auswahl von Probenflächen überprüft werden. Dazu wurden im Stadtteil Holm, einer alten Fischersiedlung, fünf synsoziologische Einzelaufnahmen angefertigt und nach Ähnlichkeiten geordnet. Zudem wurde der ganze Holm mit einer Gesamtaufnahme belegt. Die Auswertung der Einzelaufnahmen ergab, daß auf dem Holm drei Bereiche ähnlicher Komplexausprägung zusammengefaßt werden können. Beim Vergleich der Aufnahmen mit der vorher erarbeiten Tabelle der Komplexe des gesamten Stadtgebietes stellte sich aber heraus, daß alle fünf Aufnahmen verschiedenen Gesellschaftskomplexen zuzuordnen sind. Die Gesamtaufnahme des Stadtteils müßte hingegen aufgrund von Ähnlichkeitskriterien dem Gesellschaftsinventar zufolge einem Komplex zugeordnet werden, der für das Sanierungs-, Gewerbe- und Hafengebiet bezeichnend ist und sowohl von der synsoziologischen Charakteristik, von den standörtlichen Verhältnissen sowie von der freiraumstrukturellen Ausprägung nicht mit der Fischersiedlung zu vergleichen ist.

Aus pragmatischen Gründen wurden für die vorliegende Arbeit die Grenzen der Aufnahmeflächen so gewählt, daß sie möglichst eindeutig nachzuvollziehen sind: Eine synsoziologische Kleingewässer-Aufnahme umfaßt alle Vegetationseinheiten innerhalb der Fläche, die durch den winterlichen Hochwasserstand nachhaltig beeinflußt wird. In der Regel fällt



a höchster Wasserstand

b Wasserstand zum Zeitpunkt der Aufnahme (Wassertiefe)

c geringster Wasserstand

a - c maximale Schwankung der Wasserstände

A aktuell trockengefallene Fläche

B potentiell noch trockenfallende Flache

C ständig wasserführende Fläche

A + B + C Fläche der synsoziologischen Aufnahme

Abb. 11: Abgrenzung der Fläche einer synsoziologischen Kleingewässer-Aufnahme

die äußere, landwärtige Grenze dieser Fläche mit einer deutlichen Abnahme der Flutrasen- und Bidention-Arten sowie der Bestände des Ranunculion aquatilis zusammen. Noch besser ist die maximale Ausdehnung der Wasserfläche durch das Ausfallen von mehrjährigen Arten gekennzeichnet, die eine wochenlange Überflutung nicht ertragen können (beispielsweise Lolium perenne, Plantago major, Trifolium repens). In anderen Fällen ist eine genaue Festlegung dieser Grenze schwieriger, insbesondere wenn sowohl das Litoral wie auch die höher gelegenen Uferpartien von durchgehenden Röhrichtgesellschaften oder Weidengebüschen eingenommen werden. Hier müssen andere Hilfszeiger, wie festhaftende Wassermoose oder vertrocknete Lemnetea-Arten zur Abgrenzung herangezogen werden. Oftmals ist die Höhe des winterlichen Wasserstandes auch an Ablagerungen auf Lesesteinen, Holz oder stehengebliebenen vorjährigen Halmen zu erkennen, so daß die maximale Gewässerausdehnung und damit die Größe der Aufnahmefläche durch Interpolation ermittelt werden kann. Episodische Überschwemmungen, die gelegentlich nach Starkregenfällen auftreten, hinterlassen im allgemeinen keine Ablagerungen auf den Uferstrukturen und keine deutlichen Spuren in der Vegetation. In Abb. 11 sind die Grenzen der Aufnahmefläche an einem modellhaften Kleingewässer dargestellt. Innerhalb der Fläche können drei Zonen unterschieden werden: Während Zone C in Durchschnittsjahren auch zur Zeit geringster Wasserstände noch vom Wasser bedeckt wird, ist Zone B zwar zum Zeitpunkt der Aufnahme wasserbedeckt, fällt aber später trocken. Zone A liegt zum Zeitpunkt der Aufnahme trocken, wird aber vom Winterhochwasser nachhaltig beeinflußt. Der äußere Rand dieser Zone begrenzt die Aufnahmefläche.

Die häufig beschriebenen streifen- oder transektförmigen Aufnahmeflächen in der Synsoziologie erübrigen sich an Kleingewässern, da diese aufgrund ihrer geringen Ausdehnung leicht zu überschauen sind. Andererseits wird der Bearbeiter dadurch gezwungen, jeden entwickelten Bestand aufzuführen.

8.2.2. Abschätzung des prozentualen Flächenanteils der Vegetationseinheiten

Eine der grundlegenden Voraussetzungen für die Erarbeitung von Gesellschaftskomplexen besteht laut TÜXEN (1973: 382) in der genauen Kenntnis aller potentiell auftretenden Vegetationseinheiten (s. auch SCHWABE 1987: 4). Diese sind im ersten Bearbeitungsschritt ermittelt und unter Kapitel 7. beschrieben worden. Im nächsten Schritt, der synsoziologischen Geländeaufnahme, muß die Deckung für jede angetroffene Vegetationseinheit geschätzt werden, wobei die flächenscharfe Umgrenzung der Einheiten stark von Maßstab der Bearbeitung abhängen kann.

Die Deckung einzelner Pflanzen kann mit einiger Übung durch senkrechte Projektion aller oberirdischen Teile auf die Aufnahmefläche relativ leicht abgeschätzt werden. Dagegen treten bei der Flächenabgrenzung von Gesellschaften Probleme auf, da die Vegetationseinheiten nicht immer als zusammenhängende und dichtgeschlossene Bestände ausgebildet sind. Viele Hydrophyten- oder Therophyten-Gesellschaften bauen auch

unter naturnahen Bedingungen lockere Bestände auf, die bei kleinmaßstäblicher Betrachtung als flächenhaft entwickelte Gesellschaften angesprochen werden können. Bei einer feineren Vegetationsanalyse ist dagegen oft keine eindeutige Entscheidung zu treffen, ob noch ein geschlossener Bestand vorliegt, oder ob es sich nur um nur dispers verteilte Einzelpflanzen handelt. Solche Einschätzungsprobleme treten unter anderem am Rande von Röhrichtgesellschaften auf, da diese zur Gewässermitte meist deutlich auflockern. Auch Pionierstadien (insbesondere Invasionstadien) sowie anthropozoogen bedingte Degradationsstadien finden sich manchmal in sehr lückiger Ausbildung. Im Extremfall können alle Individuen einer Gruppe soziologisch zusammengehöriger Arten ohne Beziehung untereinander mehr oder weniger gleichmäßig über eine Fläche verteilt auftreten. Spätestens dann kann nicht mehr von einem "geschlossenen" Bestand gesprochen werden.

Die Ausdehnung dicht geschlossener Bestände kann relativ leicht umgrenzt werden; für solche Bestände lassen sich die prozentualen Deckungsanteile innerhalb einer Aufnahmefläche problemlos ermitteln. Mit wachsenden Abständen zwischen den einzelnen Pflanzen werden die Bestände lockerer, lichtdurchlässiger und konkurrenzschwächer. Bis zu einem gewissen Grade können sie noch als zusammenhängend, als "geschlossen" angesehen werden, so daß ihnen eine Deckung unter Einbeziehung ihrer randlichen Mitglieder zuerkannt werden kann. Als Kriterium für die Ansprache einer locker ausgebildeten Vegetationseinheit als zusammenhängender Bestand dient der Abstand zwischen den einzelnen Individuen und/oder Sprossen in dieser Vegetationseinheit. Ist der Abstand so gering, daß sich die einzelnen Individuen beispielsweise durch Beschattung oder Wurzelkonkurrenz gegenseitig direkt beeinflussen können oder daß die Entwicklung anderer Vegetationseinheiten zwischen ihnen deutlich beeinträchtigt wird, so werden sie als geschlossener Bestand angesehen. Anders ausgedrückt: ist der Einfluß der Individuen eines Bestandes auf den Standort größer als die Summe der Wirkungen jeder einzelnen Pflanze, so wird diese Vegetationseinheit hinsichtlich der Flächenschätzung wie ein geschlossener Bestand behandelt. Sind keine deutlichen Wechselwirkungen zwischen den locker verteilten Individuen des Bestandes zu erkennen, so wird dieser als "aufgelöster" Bestand bezeichnet. In solchen Fällen wird nur die Deckung der einzelnen Pflanzen notiert und dem Wert der Index ^{a} hinzugefügt (a = aufgelöst). Tritt eine Gesellschaft in einem Gewässer sowohl in "geschlossener" wie auch in "aufgelöster" Ausbildung auf, so wird dem Flächenanteil des geschlossenen Bestandes die Deckung der Einzelpflanzen des aufgelösten Bestandes hinzuaddiert. Dieser Deckungswert wird mit dem Index (^{a}) gekennzeichnet.

Das Adjektiv "aufgelöst" wurde gewählt, da es sich bei diesen Beständen oft um Degradationsstadien ehemals geschlossener Gesellschaften handelt.

Zur Verdeutlichung ist in Abb. 12 ein stark vereinfachtes Kleingewässer dargestellt, in dem sich Bestände von drei soziologisch nicht verwandten Arten (A,B,C) etabliert haben:
- Die Art A bildet einen geschlossenen Bestand in der Gewässermitte

(beispielsweise Potamogeton natans).
- Die Art B hat einen geschlossenen Bestand an einem Teil des Ufers entwickelt. Zudem treten einzelne Individuen auch isoliert in anderen Teilen des Gewässers auf (zum Beispiel Sparganium erectum).
- Die Art C findet sich ausschließlich dispers über das Gewässer verteilt und bildet somit einen "aufgelösten" Bestand (beispielsweise Hottonia palustris).

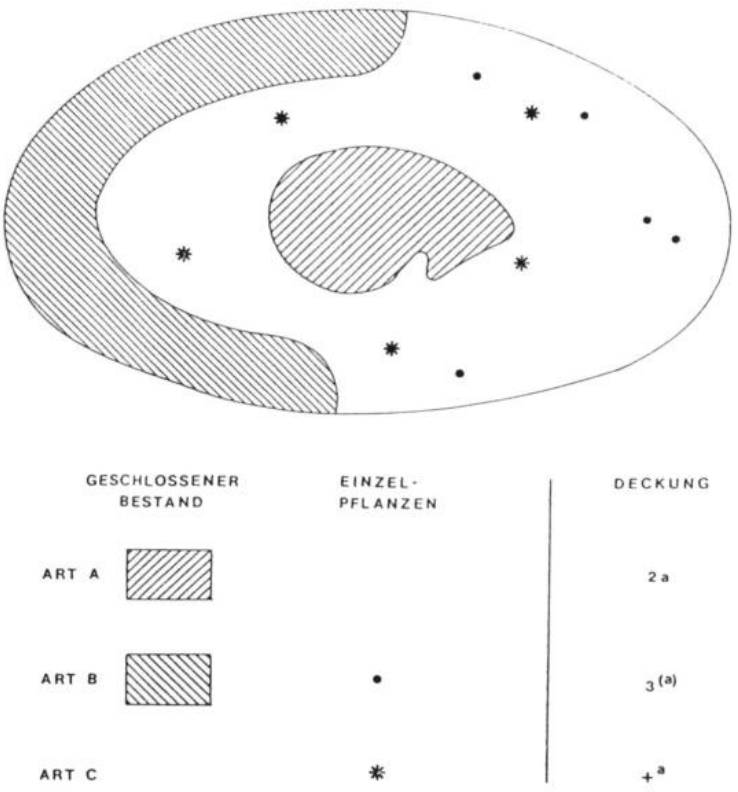


Abb 12: Geschlossene und aufgelöste Bestände

8.2.3. Sigmeten und Vergesellschaftungen höherer räumlicher Komplexität (Geosigmeten)

Die Grundeinheit in der synsoziologischen Systematik ist das Sigmetum (die Sigmassoziation), also eine synthetische Einheit, die eine oder mehrere Charaktergesellschaften besitzt (s. 8.1.). Dieser "charakteristische" Vegetationskomplex sollte nach TÜXEN (1973) mit den gleichen induktiven Methoden erarbeitet werden, mit deren Hilfe auch die Assoziation ausgeschieden wird. Somit ist das Sigmetum im Prinzip der Assoziation vergleichbar. Dieser syntaxonomische Ansatz wirft bei der Bearbeitung der Kleingewässer zwei Fragen auf:

- Welchen Raum würde ein Sigmetum im Kleingewässer einnehmen und wo beginnt das Kontaktsigmetum?
- Wieviele syntaxonomisch getrennte Tümpel-Sigmeten sind zu erwarten?

TÜXEN hat wiederholt auf die Existenz von aneinandergrenzenden oder miteinander verzahnten Kontaktgruppen von Gesellschaftskomplexen hingewiesen, die sich über sehr große Gebiete in nahezu gleicher Kombination wiederholen (TÜXEN 1978a: 9 f.; 1978b: 282 f.; 1979b: 83 f.). Diese "Vergesellschaftung von Komplexen" kann mit der gleichen Methode, die zur Erarbeitung der Komplexe selbst führte, zu Einheiten eines nächst höheren Komplexitätsgrades zusammengefaßt werden, für die TÜXEN den Begriff "Geosigmetum" vorschlägt. Vorausgesetzt, daß sich die Bindung eines charakteristischen Gesellschaftskomplexes (eines Sigmetums) an eine Einheit der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) als sinnvoll erweist, so ist davon auszugehen, daß in einer synsoziologischen Kleingewässer-Aufnahme innerhalb der unter 8.2.1. vorgestellten Grenzen Vergesellschaftungen höherer Komplexität vorliegen, da die meisten Kleingewässer mindestens zwei unterschiedliche Einheiten der pnV umfassen. So setzt sich die pnV in einem eutrophen Kleingewässer in der Regel aus dem Schoenoplecto-Phragmitetum australis der flachen, ständig oder längerfristig überfluteten Zonen und dem Frangulo-Salicetum cinereae der periodisch trockenfallenden Bereich zusammen. In sauren, nährstoffarmen Gewässern dürfte sich die pnV überwiegend aus Einheiten des Caricion lasiocarpae im Flachwasser und dem Betulo-Salicetum auritae oder standörtlich benachbarter Gesellschaften am periodisch überfluteten Ufer zusammensetzen.

Auf eine getrennte Aufnahme von zwei Teilflächen eines Gewässers wurde bewußt verzichtet, da zum einen einzelne Bestände - meist bedingt durch anthropozoogene Eingriffe - übergreifend in beiden Teilflächen auftreten und da zum anderen die Grenze zwischen den Teilflächen nicht eindeutig festzulegen ist (vgl. auch SCHWABE-BRAUN 1980: 156; SCHWABE 1987: 34).

Dem Ansatz TÜXEN's (1979b) folgend, handelt es sich bei den Vegetationskomplexen der Kleingewässer um Fragmente eines Geosigmetums. Um das vollständige Geosigmetum zu beschreiben, müßten zumindest auch die höher gelegenen Uferbereiche in die Betrachung einbezogen werden. Nach anfänglichen Versuchen wurde die terrestrische Kontaktzone nicht mit aufgenommen, da unter anderem eine grundlegende Bearbeitung der oft fragmentarisch ausgebildeten Ruderal- und Saumgesellschaften noch aussteht. Zudem kann die Abgrenzung dieser Kontaktzone gegenüber den bewirtschafteten Flächen nicht immer eindeutig durch-

geführt werden (so an Tränken, an denen der Wirtschaftseinfluß sich von der Weide mehr oder weniger gleichmäßig bis in das Gewässer hinein fortsetzt).

Die Frage nach der Anzahl der Sigmeten in Kleingewässern kann zur Zeit nur durch theoretische Überlegungen beantwortet werden. Aufgrund der erhobenen Daten liegt die Vermutung nahe, daß die aufgenommenen Kleingewässer zu wenigen Sigmetem (im Sinne von TÜXEN 1979b) zusammengefaßt werden können. Die Charaktergesellschaften dieser "Tümpel-Sigmeten" müssen weitgehend auf Kleingewässer beschränkten sein. Demzufolge könnten wahrscheinlich die Batrachium-beherrschten Einheiten des Ranunculion aquatilis, die Gesellschaften der Lemnetea und auch die Potamogeton natans-Basalgesellschaft als solche Leitgesellschaften gewertet werden. Denkbar wären weitere Sigmetem nährstoffarmer bis dystropher Gewässer, deren Charaktergesellschaften aus den Littorelletea und Scheuchzerio-Caricetea nigrae stammen könnten beziehungsweise die im Verlandungsbereich eventuell Differentialgesellschaften aus den Oxycocco-Sphagnetea aufweisen könnten. Eindeutige Hinweise auf die letztgenannten Komplexe waren in den durch die allgemeine Eutrophierung geprägten Agrarflächen Schleswig-Holsteins nicht zu finden.

8.2.4. Dominanzkomplexe

Da die Vegetation der kleinräumigen und vergleichsweise kurzlebigen Gewässer vor allem durch den Menschen sowie durch ihre meist isolierte Lage geprägt wird, spielen neben der Ausbreitungsbiologie einzelner Arten Verlandungsprozesse und gegenläufige Eingriffe wie Entkrautungen und Entlandungen eine bedeutende Rolle, wodurch in der Regel relativ gesellschaftsarme Systeme resultieren. Hieraus ergibt sich die Frage, wie mit Hilfe der Vegetationskomplexe sinnvoll verschiedene Kleingewässer-Typen erarbeitet werden können, da zudem die geringe Ausdehnung der Kleingewässer der Forderung nach einer für die Erarbeitung von Sigmeten ausreichend großen Aufnahmefläche entgegen steht. Verschiedene Gründe haben nach anfänglichen Versuchen dazu geführt, den streng syntaxonomischen Ansatz, also die Aufstellung von Sigmeten, im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter zu verfolgen. Aus eher pragmatischen Gründen wurde statt dessen nach Gliederungskriterien gesucht, die mit Hilfe der synsoziologischen Aufnahmetechnik zu sinnvoll getrennten Kleingewässer-Typen führen würden. Folgende Überlegungen gaben den Ausschlag, die Vegetationskomplexe nach der Dominanz ausdauernder Gesellschaften zu differenzieren:

- Kleine, deutlich begrenzte Lebensräume werden oft im entscheidenden Maße durch die Dominanz einer Art oder Gesellschaft geprägt. Die Struktur und Phytomasse dieses Bestandes bietet den Tiergemeinschaften Schutz und Nahrung. Er bestimmt durch seine Ausdehung den Gewässeraspekt und repräsentiert in der Regel eine bestimmte Sukzessionsstufe auf dem Weg zur vollständigen Gewässerverlandung. Anhand dieser Stufe ist der zu erwartende Werdegang des Gewässers relativ sicher abzuschätzen (s. 10.).
- Subdominante Gesellschaften können zwar Hinweise auf rezente Änderungen im Gefüge der Standortfaktoren geben oder Rückschlüsse über die Genese und weitere Entwicklung des Vegetationskomplexes ermög-

lichen; in der Regel sind sie aber von untergeordneter Bedeutung, da sie entweder nur in Teilbereichen des Gewässers auftreten oder die von ihnen indizierten veränderten Bedingungen nur kurzfristig wirksam waren beziehungsweise noch nicht nachhaltig gegriffen haben.
- Die Bestimmung der dominanten Gesellschaft ist ein relativ leicht nachvollziehbarer, praxisorientierter Vorgang.

- Auch die Dominanz ephemerer Vegetationseinheiten kann Aufschluß über gewisse standörtliche Verhältnisse liefern. Für eine sinnvolle Typenbildung können diese Bestände indes nicht herangezogen werden, da die Typen sonst stark vom Aufnahmezeitpunkt abhängig wären. Ungeeignet sid also in erster Linie Gesellschafen, die aus amphibischen und terrestrischen Therophyten aufgebaut werden. Die Entwicklung und aktuelle Ausdehnung dieser Bestände unterliegt in hohem Maße dem Lebenszyklus der beteiligten Arten, die teilweise nur zu bestimmten Jahreszeiten dominant auftreten können (Bestände des Ranunculion aquatilis im Frühsommer, Gesellschaften des Bidention überwiegend im Hochsommer). Hinzu kommt, daß ihre Ausdehnung stark von Frühjahrsbeziehungsweise Sommerwasserständen beeinfußt wird (vgl. etwa 7.5.). So kann in regenreichen Jahren die Entwicklung von Bidention-Gesellschaften fast vollständig unterbleiben. Ebenso scheinen die Gesellschaften der Lemnetea ungeeignet, dominanzgeprägte Komplexe zu determinieren, da ihre Ausdehnung nicht nur von ihrer jahreszeitlich unterschiedlichen Entwicklung geprägt wird, sondern oft auch von aktuellen Windverhältnissen abhängig ist (vgl. 7.1.). Ausdauernde Vegetationseinheiten sind dagegen zumindest anhand ihrer Reste ganzjährig soweit anzusprechen, daß auch eine grobe Schätzung ihres Flächenanteiles möglich ist. Dadurch kann der Zeitpunkt für eine Aufnahme im Prinzip frei gewählt werden. Der günstigste Zeitraum für die synsoziologische Gewässeraufnahme liegt jedoch zwischen Mitte Juni bis Anfang Oktober, da in diesem Zeitraum die meisten Gesellschaften optimal entwickelt sind.

In Zusammenhang mit diesen Ausführungen sei noch auf das allgemeine Problem der unterschiedlichen Auffassungen zum begrifflichen Inhalt der Sigmeten hingewiesen (auf ähnliche Differenzen bei den Assoziation wurden schon unter 6.1. eingegangen). So geht JAHN (1978: 529 f.) in einer Bemerkung zum Symposium über Assoziationskomplexe in Rinteln 1977 auf die großen Unterschiede in der Definition und Anwendung des Begriffes Sigmassoziation (Sigmetum) ein:
- Sigmetum als Summe der vorhandenen Gesellschaften in einer Landschaftseinheit,
- Sigmetum als Komplex der Ersatzgesellschaften für einen gegebenen Typ der potentiellen natürlichen Vegetation (diese Definition entspricht derjenigen der Gesellschaftskomplexe von TÜXEN 1956: 33),
- Sigmetum als die Gesamtheit der Pflanzengesellschaften eines in seinem inneren Wirkungsgefüge einheitlichen Landschaftsteiles,
- Sigmetum als ein durch Kenn- und Trenngesellschaften charakterisiertes Sigmasyntaxon.

Während der Inhalt eines Sigmetums bei den drei ersten Definitionen direkt von Landschaftseinheiten, also im Prinzip von konkreten

Flächen abhängig ist, wird ein Sigmetum im Sinne der vierten Definition durch abstrakte Charakeristika (Stetigkeiten) begrenzt. Daraus ergibt sich, daß ein und derselbe Gesellschaftskomplex von einem Autor als Sigmetum, von einem anderen als Geosigmetum und von einem dritten als Teil eines Sigmetums angesehen werden kann. Hier bedarf es noch einer verbindlichen Klärung, bevor ein sinnvoll hierarchisch gegliedertes System von Gesellschaftskomplexen entwickelt werden kann.

8.3. Erhebung der synsoziologischen Aufnahmen, Verarbeitung und Tabellendarstellung

Die synsoziologischen Geländeaufnahmen wurden vom Juli bis Oktober 1986 in der hier vorgestellten Weise durchgeführt, nachdem 1984 und 1985 verschiedene Aufnahmetechniken ausprobiert worden waren, die sich jedoch als untauglich oder zur kompliziert erwiesen.

Zuerst wurde versucht, jeden Durchdringungs- und Überlagerungskomplex als eigene Einheit zu erfassen. Dadurch entstand eine unüberschaubare Anzahl von Vegetationseinheiten, die teilweise nur aus dem mehr oder weniger zufälligen Durcheinander und Miteinander oder zeitlichen Nacheinander von Arten beziehungsweise soziologisch unterscheidbaren Einheiten resultieren. Im zweiten Jahr wurden unter anderem verschiedene räumliche Abgrenzungen der Aufnahmeflächen erprobt. Dabei kristallisierte sich heraus, daß eine Erfassung aller Einheiten der durch die maximale Ausdehung der winterlichen Hochwasserstände gekennzeichneten Fläche eine Methode darstellt, die relativ leicht zu handhaben ist und gleichzeitig verspricht, zu objektiven und interpretierbaren Ergebnissen zu führen.

1986 wurden insgesamt 399 synsoziologische Aufnahmen erhoben. Dabei wurde versucht, in den einzelnen Naturräumen die gesamte Bandbreite unterschiedlich ausgeprägter Vegetationskomplexe zu erfassen, um eine Typisierung möglichst vieler schleswig-holsteinischer Kleingewässer zu erreichen.

Jede synsoziologische Aufnahme wurde mit einer laufenden Nummer versehen. Das aufgenommene Gewässer erhielt eine Kennziffer, die sich aus der jeweiligen TK-Nummer sowie einer laufenden Nummer innerhalb der TK zusammensetzt. Diese Kennziffer dient vornehmlich einer raschen Groborientierung über die geographische Lage des Gewässers. Eine Übersicht über die synsoziologisch aufgenommenen Gewässer findet sich in Abb. 13 (im Anhang).

Da die Vegetationsaufnahmen für die Kennzeichnung der Pflanzengesellschaften überwiegend in den den ersten Jahren der Bearbeitung erhoben wurden, ließ es sich nicht vermeiden, daß die synsoziologischen Aufnahmen teilweise aus anderen Kleingewässern stammen.

Für die spätere Auswertung können eine Reihe von Sekundärdaten über das Gewässer, die Umgebung und die Vegetation von Interesse sein. Aus

diesem Grund wurde besonderer Wert auf eine relativ umfassende Datenerhebung gelegt. Bei den Geländeaufnahmen wurde im einzelnen wie folgt vorgegangen (die Abkürzungen entsprechen denen der Geländeaufnahme):

Erster Schritt - Erhebung der Sekundärdaten:

- Datum der Aufnahme;
- aktuelle und historische Nutzung des Gewässers (N) - letztere soweit sie zu ermitteln war;
- landwirtschaftliche Kontaktnutzung (KN), eventuell erkennbare Nutzungsänderungen in den letzten Jahren;
- Skizzierung des Gewässerumrisses. Als weitere Anhaltspunkte wurden die maximalen Werte für Länge und Breite durch genormtes Abschreiten ermittelt.
- Berechnung der Gesamtfläche des Gewässers (GF) in den Grenzen, die unter 8.2.1. beschrieben wurden (in m^2).
- Schätzung der Ausdehung der zum Zeitpunkt der Aufnahme trockengefallenen Fläche (TF) sowie der noch wasserführenden Fläche (WF) innerhalb der Gesamtfläche (in m^2).
- Schätzung der prozentualen Gesamtdeckung aller Makrophyten, getrennt nach trockengefallener Fläche (DTF) und wasserbedeckter Fläche (DWF) (jeweils maximal 100 % möglich). Die Deckung der Bryophyten wurde gesondert geschätzt.
- Wasserfarbe (W): Hinweis auf Trübung zur Zeit der Aufnahme;
- Wassertiefe (T) zum Zeitpunkt der Aufnahme (in m). Oft war nur eine grobe Angabe der Wassertiefe möglich. Eine exakte Bestimmung ist relativ zeitaufwenig, da beispielsweise ein Senklot beim Herablassen unmerklich in die meist vorhandenen weichen Schlammschichten am Gewässergrund einsinkt. Außerdem wurde meist der Wert angegeben, um den der Wasserstand seit dem Winterhochwasser gefallen war.
- Grund (G): Beschaffenheit des Bodens, Bodentyp und Mächtigkeit akkumulierter Schlammschichten - soweit diese zu ermitteln waren;
- Ufergestalt (U): Höhe (in m) und grobe Angabe der Neigung (sehr flach, flach, steil usw.);
- Randzone (R): Ausdehung der nicht bewirtschafteten Kontaktzone am Gewässerrand (in m);
- Beschattung (B) des Gewässer durch Büsche und Bäume (in %); dabei wurde unterschieden zwischen der Beschattung durch die in der Aufnahme erfaßte Gehölzvegetation (B_e = eigene Beschattung) und derjenigen, die durch die Gehölzvegetation der Kontaktzone beziehungsweise entfernt stehender Bäume hervorgerufen wurde (B_f = fremde Beschattung).
  Bei der Beschattung wurde annäherungsweise der prozentuale Wert der Wasserfläche ermittelt, der zwischen 9.00 Uhr und 17.00 Uhr mindestens vier Stunden im Schatten lag. Dieser Wert beruht auf der empirischen Beobachtung, daß eine kürzere Beschattungsdauer kaum Auswirkung auf die Gewässervegetation zu besitzen scheint.
- Auflistung anthropogen bedingter Depositionen (M): Hausmüll, Bauschutt, Lesesteine, Altholz und ähnliches;
- Kontaktvegetation (KV) der Randzone. Die Kontaktvegetation wurde in der Regel auf Verbandsniveau angegeben. Bei Gehölzen wurde außerdem die geschätzte Höhe festgehalten.

Zweiter Schritt - Erhebung der vegetationskundlichen Daten:

- Innerhalb der unter 8.2.1. umrissenen Grenzen wurden alle Gesellschaften, Bestände und gegebenenfalls auch Einzelpflanzen notiert. Entsprechend der unter 8.2.2. beschriebenen Vorgehensweise wurden dann ihre prozentualen Deckungen ermittelt, wobei die unter 6.2. vorgestellte Schätzskala nach BRAUN-BLANQUET benutzt wurde.
  Nicht aufgenommen wurden solche Arten, die nur mehr oder weniger zufällig auf trockengefallenen Flächen keimten und an diesen Wuchsorten ihren Lebenszyklus voraussichtlich nicht abschließen würden (s. 6.2.).

Das jeweilige Flächenverteilungsmuster der Vegetationseinheiten wurde durch den Formenwert ausgedrückt, einer Ziffer, die dem Deckungswert nachgestellt wird. Es bedeuten:

1 punktförmiges Vorkommen, aufgelöster Bestand;
2 linienförmiger Bestand;
3 flächenhaft entwickelter Bestand.

Nicht selten ist eine Vegetationseinheit in einem Kleingewässer gleichzeitig punkt- und linienförmig oder flächenhaft ausgebildet. In diesen Fällen wurde nur der höchste Formenwert vergeben. Aufgelöste Bestände wurden durch einen Index hinter dem Formenwert gekennzeichnet (s. 8.2.2.).

Neben den Vegetationseinheiten wurden auch die anthropogen bedingten Depositionen wie Lesesteinhaufen, Totholzhaufen, Hausrat- und Bauschuttablagerungen sowie Stroh- und Schrotabfälle notiert und ihre Ausdehnung in Prozent der Aufnahmefläche geschätzt, da auch sie einen Einfluß auf die Vegetationsausbildung besitzen können.

Dritter Schritt - Ermittlung der Gesamt-Gesellschaftsdeckung (Σ)

Nach den Deckungswerten für die einzelnen Vegetationseinheiten wurde die Gesamt-Gesellschaftsdeckung für das Gewässer bestimmt. Dieser Wert setzt sich aus der Summe der prozentualen Deckungswerte aller Vegetationseinheiten zusammen. Da in den Überlagerungs- und Durchdringungskomplexen mehrere Gesellschaften auf einer Fläche ausgebildet sind, ist die Prozentangabe der Gesamt-Gesellschaftsdeckung in Verbindung mit der Angabe der Makrophyten-Deckung ein Maß für Komplexität der Gesellschaften untereinander. In meso- bis eutrophen Tümpeln überschreitet die Summe der Deckungswerte aller Vegetationseinheiten häufig die 100 %-Grenze und kann in strukturell vielfältigen Gewässern Werte über 250 % erreichen. Eine Gesamt-Gesellschaftsdeckung unter 50 % ist entweder auf starke Beschattung durch Gehölze aus den Kontaktzonen zurückzuführen oder als deutlicher Indikator für extreme Störungen im Gesellschaftsgefüge zu werten.

Vierter Schritt - besondere Beobachtungen, photographische Dokumentation

- Zusätzlich wurden Beobachtungen beispielsweise über Fischbesatz, zurückliegende Entlandungen, Einzäunungen oder Trittbelastung festgehalten. In einigen Fällen konnte das Alter des Tümpels ermittelt werden.
- In den meisten Gewässern wurde die Leitfähigkeit bestimmt, da dieses Maß für den Ionengehalt in gewissen Rahmen Rückschlüsse auf Verschmutzungen und Brackwassereinflüsse erlaubt (vgl. 5.4.).
- In der Regel wurden die synsoziologisch aufgenommenen Gewässer auch photographisch dokumentiert.

In Abb. 14 ist eine synsoziologische Aufnahme mit allen Daten wiedergegeben, die im Gelände erhoben wurden (s. auch Abb. 19).

1622-05, 26.9.86, Aufnahme-Nr. 318.

Breite: 15 m
Länge: 15 m

GF: 160 m²
TF: 45 m², DTF: 20 %
WF: 115 m²; DWF 90 %

Σ: 90 %

N: Tränke, offen
EN: Dauergrünland mit Jungbullen
W: Randzone klar, im Strat.-Bestand trübe
T: ca. 1 m, gefallen: 0,15 m
G: Faulschlamm über Lehm
U: 0,4 - 0,6 m, +/- steil vertreten
R: Beweidung bis ins Gewässer
B: -
M: einige Steine
KV: Lolio-Plantaginetum, Lolio-Cynosuretum

Vegetationseinheiten:

Stratiotes aloides-Bestand 3.3
Glyceria fluitans-Bestand 2b.2
Lemno-Spirodeletum polyrhizae 2m.2[a]
Alopecurus geniculatus-Bestand 1.1[a]
Glyceria declinata-Bestand 1.1[a]
Ranunculus aquatilis agg.-Bestand 1.1[a] Jungpflanzen mit Callitriche spec. verges.
Rorippa palustris-Bestand 1.1[a]
Juncus bufonius-Basalgesellschaft 1.1[a]
Polygonum amphibium f. natans-Bestand +.1
Ranunculetum sceleratı r.1
Nasturtium microphyllum-Bestand r.1[a]

Leitfähigkeit: 430 uS
Beob.: Umtriebsweide für Jungbullen;
Ufer stark zertreten, Tiere können aber nicht ins tiefere Wasser (submers steile Uferkante).

Abb. 14: Beispiel einer synsoziologischen Kleingewässer-Aufnahme

Die Geländeaufnahmen wurden in einer Rohtabelle in chronologischer Reihenfolge zusammengestellt. Im Kopf der Tabelle wurden neben der laufenden Aufnahmenummer und der Kennziffer des Gewässers Angaben zur Größe und Nutzung, zum Anteil der trockengefallenen beziehungsweise wasserbedeckten Fläche, zur Wassertiefe, Ufergestalt, Ausdehnung der Randzone und zur Beschattung notiert sowie Gesamt-Gesellschaftsdeckung und Anzahl der angetroffenen Vegetationseinheiten angegeben.

Im Nachhinein erwies sich die Anfertigung dieser Rohtabelle als nicht effektiv. Im Prinzip wäre es auch möglich gewesen, die Geländeaufnahmen schon im ersten Schritt nach bestimmten Kriterien zu gruppieren und in Teiltabellen zusammenzufassen. Andererseits gab die chronologische Anordnung aller Aufnahmen deutliche Hinweise auf die Periodizität des Auftretens einiger Vegetationseinheiten. So wurden insbesondere in den ersten Wochen der Geländebegehung häufiger Batrachium-Bestände angetroffen. Ende Juli bis Mitte August nahm die Anzahl der beobachteten Batrachium-Bestände deutlich ab, um dann im September und Oktober wieder merklich anzusteigen. Geographische Verbreitungsunterschiede können in diesem Fall ausgeschlossen werden, da die verschiedenen Teile Schleswig-Holsteins in allen Monaten relativ gleichmäßig abgesucht wurden.

Aus der Rohtabelle wurden mit Hilfe farbig markierter Zählstreifen die dominanten Gesellschaften ermittelt. Die Aufnahmen, die durch die Dominanz von Gesellschaften gleicher Verbands-, Ordnungs- oder Klassenzugehörigkeit gekennzeichnet waren, wurden in Teiltabellen zusammengestellt. Alle Aufnahmen, die durch die Dominanz der gleichen ausdauernden Vegetationseinheit geprägten sind, gehören einem Dominanzkomplex an. Bei gleichem Deckungswert mehrerer Vegetationseinheiten wurde die Aufnahme dem Komplex zugeordnet, der durch den syndynamisch fortgeschritteneren Bestand gekennzeichnet ist. Die Aufnahmen wurden in den Teiltabellen nach abnehmenden Deckungen neu geordnet, so daß die stark dominanzgeprägten Komplexe sich auf der linken Seite jedes Aufnahmenkolletives finden. Auf der rechten Seite stehen solche Aufnahmen, in denen Gesellschaften schon mit geringen Abundanzen dominant auftreten. Letztere stammen meist aus stärker gestörten Gewässern.

Im nächsten Schritt wurden für alle Vegetationseinheiten der Dominanzkomplexe Stetigkeiten mit den unter 6.2. vorgestellten Stetigkeitsklassen berechnet. Schließlich wurden die synthetischen Teiltabellen in einer Gesamttabelle zusammengefaßt, die alle Kleingewässer enthält, soweit diese aufgrund ihrer Vegetationsausprägung zuzuordnen waren.

Bei den Geländeaufnahmen, in der Rohtabelle und auch in den Teiltabellen wurde prinzipiell zwischen floristisch besser gekennzeichneten Vegetationseinheiten mit mehreren Kennarten (auch unterschiedlicher soziologischer Randstufe) und syntaxonomisch einartigen Beständen unterschieden (s. 6.2.1.). In den synthetischen Tabellen wurden diese unterschiedlichen Ausbildungen der Gesellschaften aus Gründen der Übersichtlichkeit zusammengefaßt.

Im letzten Schritt wurden die Dominanzkomplexe der synthetischen Gesamttabelle nach Sukzessionsstufen zu Gruppen zusammengefaßt und innerhalb dieser Gruppen nach soziologischen Kriterien und Stetig-

keiten angeordnet. Jede dieser Gruppen kennzeichnet einen Kleingewässer-Typ. Dieser kann gegebenenfalls in Untertypen gegliedert werden, die sich meist in ihrer soziologischen Ähnlichkeit sowie in Standortsansprüchen - insbesondere an den Nährstoffgehalt - unterscheiden.

In den ersten Zeilen der Tabelle finden sich die kennzeichnenden Gesellschaften der Dominanzkomplexe. Die restlichen Vegetationseinheiten (Begleitgesellschaften) werden zu folgenden Blöcken zusammengefaßt:

- aquatische Pioniergesellschaften,
- amphibische Pioniergesellschaften,
- terrestrische Pioniergesellschaften,
- Kleinröhrichte und Basalgesellschaften der Röhrichte,
- Seggenrieder,
- Begleitgesellschaften ohne deutliche Gruppenzugehörigkeit,
- Moosgemeinschaften,
- Algenwatten,

Den Vegetationseinheiten folgen die anthropogenen Depositionen.

Innerhalb der einzelnen Gruppen sind die Vegetationseinheiten nach Stetigkeiten angeordnet. Folgende Abkürzungen wurde in der Tabelle benutzt:

Ausb.	Ausbildung,
B.	Bestand,
Bsg.	Basalgesellschaft,
G.	Gesellschaft.

Die Benennung der Dominanzkomplexe erfolgt nach den ausdauernden Gesellschaften oder Ausbildungen, die den größten Flächenanteil aufweisen. Dabei wird der Namen der Gesellschaft mit dem Begriff "Dominanzkomplex" verbunden. Im Falle der Ausbildungen wird nur der Name der Art vorangestellt, die diese Ausbildung kennzeichnet. Die Kleingewässer-Typen werden in der Regel nach kennzeichnenden Verbänden, Unterverbänden, Gattungen oder Arten benannt. Die Untereinheiten der Typen werden durch die Verbindung des Begriffes "Untertyp" mit dem Namen einer kennzeichnenden Vegetationseinheit ausgedrückt.

Einige der aufgestellten Typen bedürfen weiterer Absicherung, da sie bisher nur selten angetroffen wurden. Sie wurden dennoch in die Gesamttabelle aufgenommen, da mit Hilfe dieser Tabelle die Zuordnung möglichst vieler Kleingewässer Schleswig-Holsteins möglich werden sollte.

9. Kurzcharakteristik der Dominanzkomplexe und Kleingewässer-Typen

Mit Hilfe von 399 synsoziologischen Geländeaufnahmen konnten insgesamt 36 Dominanzkomplexe ausgeschieden werden, die wiederum 12 Kleingewässer-Typen zugeordnet wurden. Einige dieser Typen können in Untertypen gegliedert werden, die jeweils durch eigene Dominanzkomplexe charakterisiert sind. Während die Kleingewässer-Typen sich in der Regel strukturell deutlich unterscheiden und mit verschiedenen Sukzessionsstufen korrelieren, werden die Untertypen überwiegend edaphisch oder durch Unterschiede im Nährstoffhaushalt der Gewässer bedingt.

Von einigen Dominanzkomplexen liegen nur wenige Aufnahmen vor, so daß deren Zuordnung zu bestimmten Typen und Untertypen nur provisorisch erfolgen kann. Auch die Aufstellung von Typen durch selten angetroffene Dominanzkomplexe bleibt mit einigen Unsicherheiten behaftet.

Im folgenden werden die Kleingewässer-Typen zusammen mit den sie charakterisierenden Dominanzkomplexen vorgestellt. Die Reihenfolge der Typen entspricht ihrer Anordnung in der Tabelle 29 (der Arbeit beigelegt), die mit Einschränkungen auch Aufschluß über die Zusammensetzung der Dominanzkomplexe gibt. Die ausgeschriebenen Teiltabellen sind zur Einsichtnahme im Botanischen Institut der Universität Kiel hinterlegt.

Bei der Beschreibung der Kleingewässer-Typen wird neben einigen synökologischen und syngenetischen Angaben unter anderem auf die Nutzung der den einzelnen Typen zugeordneten Kleingewässer eingegangen. Dabei zeigt sich, daß in manchen Fällen bestimmte Nutzungen mit bestimmten Vegetationskomplexen korrelieren, sich bei diesen Nutzungen also ein "typischer" Komplex einstellen kann. Daneben resultieren sowohl aus dem Sukzessionsprozeß wie aus dem Nutzungswandel immer wieder "Übergangstypen", also Komplexe, die in ihrer Gesellschaftszusammensetzung zwischen "reinen" Typen stehen. Diese teilweise stabilen Übergangstypen werden nicht gesondert beschrieben, sondern aus pragmatischen Gründen ebenfalls streng nach Dominanzkriterien zugeordnet, da eine gesonderte Darstellung aller angetroffenen Übergänge den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde.
Als Maß für höhere Ionenkonzentrationen, die durch Verschmutzungen oder Brackwasser hervorgerufen sein können, wird für jeden Kleingewässer-Typ oder Untertyp die Spanne der ermittelten Leitfähigkeitswerte angegeben.

9.1. Parvopotamion-Typ (Kleinlaichkraut-Typ)

In relativ jungen oder frisch entlandeten beziehungsweise entkrauteten Kleingewässern sowie in zeitweise flächendeckend gestörten Tränken stellen sich gelegentlich konkurrenzschache Bestände der Charetea und

des Potamion ein. Diese Bestände können sich explosionsartig ausbreiten und dann Dominanzkomplexe charakterisieren, die zum Parvopotamion-Typ zusammengefaßt werden. Ebenso schnell, wie sich diese Bestände ausgebreitet haben, können sie durch konkurrenzstärkere Arten wie Elodea canadensis oder Potamogeton natans wieder verdrängt werden.

Es können zwei Untertypen ausgeschieden werden, die sich in ihren Ansprüchen hinsichtlich des Nahrstoffgehaltes deutlich zu unterscheiden scheinen:

- Untertyp der Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft (Tab. 29, Spalten 1 bis 3; Abb. 15).

  Dieser Untertyp wird neben dem Dominanzkomplex der Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft auch durch die Dominanzkomplexe der Basalgesellschaften von Potamogeton acutifolius und Chara fragilis gekennzeichnet. Er umfaßt nährstoffärmere, meist klare Gewässer, in

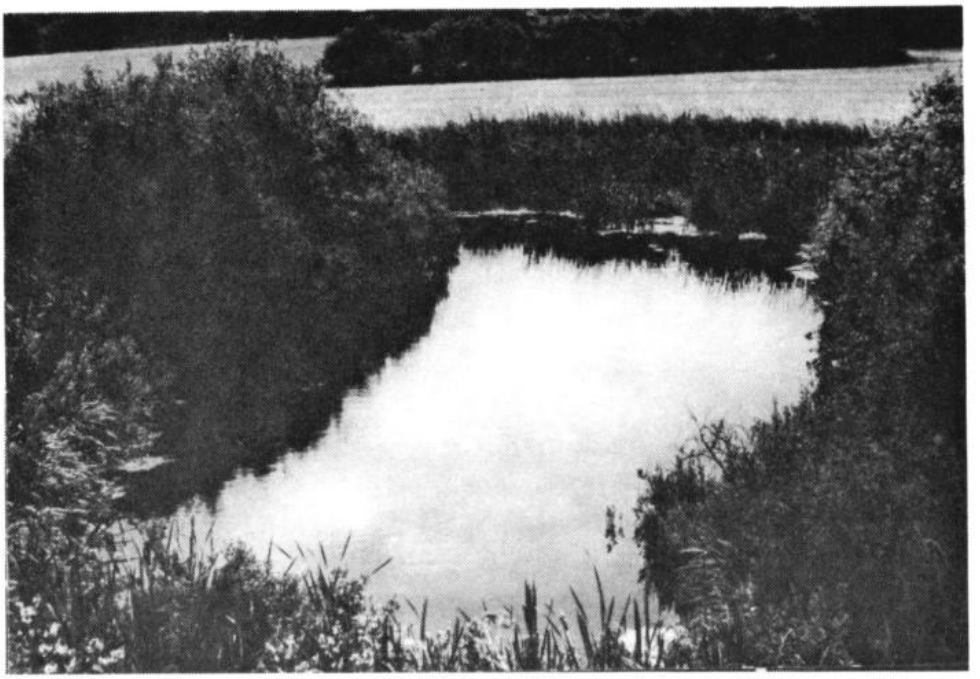


Abb. 15: Parvopotamion-Typ, Untertyp der Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft
Tiefe Mergelkuhle in der Holsteinischen Schweiz (1728-06). Unter der freien Wasseroberfläche locker ausgebildete Potamogeton obtusifolius- und Chara fragilis-Bestände; am Ufer schmaler Bestand der Typha latifolia-Ausbildung des Schoenoplecto-Phragmitetum australis und Salix cinerea-Bestände (Übergang zum Typha-Typ).
Aufnahmedatum: 9.8.1986

denen sich eine Entwicklung von ausdauernden Konkurrenzgesellschaften im allgemeinen auch bei ausbleibenden Störungen nur relativ langsam vollzieht. Dieser Untertyp ist in der Geest und in den nährstoffärmeren Gebieten des Östlichen Hügellandes (Binnensander und übersandete Moränengebiete) anzutreffen. Ihm gehören neben alten, oft recht tiefen Mergelkuhlen vor allem flache, extensiv genutzte oder aufgelassene Viehtränken an. Die Leitfähigkeitsmessungen ergaben Werte zwischen 144 und 541 µS/cm.

- Untertyp des Zannichellietum palustris (Tab. 29, Spalten 4 bis 6)

Der Zannichellietum palustris-Dominanzkomplex wie auch die Dominanzkomplexe der Potamogeton pectinatus-Basalgesellschaft und des Charetum vulgaris kennzeichnen einen Untertyp, der sich in nährstoffreichen, häufig durch Trittbelastung stark gestörten und getrübten Gewässer entwickelt, in denen sich bei anhaltender Störung kaum Konkurrenzgesellschaften ausbilden können. In nährstoffreichen und dadurch hochproduktiven Gewässern können auch regelmäßig durchgeführte Entlandungsmaßnahmen kurzfristig zu Vegetationskomplexen führen, die diesem Untertyp zuzuordnen sind. Während die Dominanzkomplexe des Zannichellietum palustris und der Potamogeton pectinatus-Basalgesellschaft bei gleichmäßigen Störungsintensitäten relativ langlebige Sukzessionsstadien darstellen, tritt der Charetum vulgaris-Dominanzkomplex als rasch vorübergehendes Stadium eher in jüngeren Gewässern auf.
Diesem Untertyp sind eine Reihe von Viehtränken vorwiegend der Marsch sowie Fischteiche und einige stark belastete Gewässer unterschiedlicher Nutzung im Östlichen Hügelland zuzurechnen. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen zwischen 370 und 2520 µS/cm.

Von einem Potametum trichoidis-Dominanzkomplex, der zweifellos dem Parvopotamion-Typ angehört, liegt nur eine Aufnahme aus einer ehemaligen Viehtränke in der Husumer Geest vor (Tab. 29, Spalte 7). Die Leitfähigkeit betrug in diesem Gewässer zum Zeitpunkt der Aufnahme 254 µS/cm. Eine sichere Zuordnung zu einem der beiden Subtypen konnte nicht erfolgen.

Übergänge des Parvopotamion-Typs zu anderen Kleingewässer-Typen deuten sich unter anderem durch relativ hohe Deckungswerte der Potamogeton natans-Basalgesellschaft, der Equisetum fluviatile-Gesellschaft, des Glycerietum fluitantis und der Typha latifolia-Ausbildung des Schoenoplecto-Phragmitetum australis an (vgl. auch Abb. 15).

9.2. Elodea-Typ (Wasserpest-Typ)

Nach erfolgreicher Ansiedlung in bislang konkurrenzarmen Gewässern bauen ausdauernde Hydrophyten in der Regel dichte Bestände auf, die das Eindringen weiterer Arten beziehungsweise die Entwicklung anderer Gesellschaften stark behindern können (vgl. 7.3.4.). Solche Dominanzkomplexe stellen relativ stabile Stadien dar, die einen eigenen Klein-

gewässer-Typ charakterisieren, der sich wiederum in zwei Untertypen gliedert:

- Untertyp der Elodea canadensis-Basalgesellschaft (Tab. 29, Spalte 8)

  Der Dominanzkomplex der Elodea canadensis-Basalgesellschaft tritt vorwiegend in mäßig nährstoffreichen, oft basenarmen und zugleich relativ ungestörten Gewässern auf, in denen andere Hydrophyten-Gesellschaften wohl nicht selten aufgrund des Zufalls bei der Erstbesiedlung ausgeschlossen bleiben. Dieser "Zufall" dürfte häufig auf die Tätigkeit von Anglern zurückzuführen sein, die die Wasserpest als Sauerstoffspender im Transportgefäß für Köderfische verbreiten (vgl. 3.2.3.: Fischteiche). Die Gewässer, die diesem Untertyp zugerechnet werden, dienen meist als eingezäunte oder offene, extensiv genutzte Tränke und sind nicht selten aus alten Mergelkuhlen hervorgegangen. Auch Fischteiche werden gelegentlich durch die Dominanz von E. canadensis geprägt. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen zwischen 176 und 473 µS/cm.

- Untertyp der Ceratophyllum demersum-Basalgesellschaft (Tab. 29, Spalten 9 und 10)

  In nährstoffreichen, oft auch stärker gestörten Gewässern findet sich der Dominanzkomplex der Ceratophyllum demersum-Basalgesellschaft, der den zweiten Untertyp kennzeichnet. Er umfaßt Drainkuhlen, Deichwehlen, ehemalige oder noch genutzte Tränken sowie frisch ausgehobene Kuhlen in Niedermoorgebieten. Hier ist auch der Dominanzkomplex der Elodea nutallii-Basalgesellschaft einzuordnen, der nur in einem nährstoffreichen Altwasser der Pinnau angetroffen wurde (s. 7.3.5.2.). In fast allen Gewässern dieser Untereinheit hatten sich schon mächtige Schlammschichten gebildet. Über den frei im Wasser treibenden oder im Schlamm steckenden Hornkraut-Pflanzen finden sich nicht selten dichte Decken der eutraphenten Lemna gibba. Die Leitfähigkeitswerte lagen zwischen 370 und 896 µS/cm.

Zwei weitere Dominanzkomplexe können dem Elodea-Typ angeschlossen werden, sind aber keinem der beiden Untertypen eindeutig zuzuordnen:

- Der Dominanzkomplex der Myriophyllum spicatum-Basalgesellschaft wurde in einer ehemaligen, stark getrübten Deichwehle angetroffen, die als Schaf-Tränke dient (Tab. 29, Spalte 11). Die Leitfähigkeit wurde mit 407 µS/cm ermittelt.

- Der Dominanzkomplex der Ceratophyllum submersum-Basalgesellschaft fand sich in einer offenen Tränke im Eidermoränen-Gebiet (Tab. 29, Spalte 12). Auch hier betrug die Leitfähigkeit zum Zeitpunkt der Aufnahme 407 µS/cm.

9.3. Potamogeton natans-Typ (Kleingewässer-Typ des Schwimmenden Laichkrautes) Tab. 29, Spalte 14; Abb. 16 bis 18

Eine zentrale Stellung in der Kleingewässer-Typologie - sowohl was die absolute Häufigkeit wie auch was die Verlandungsstadien anbetrifft - nimmt ein Typ ein, der durch den Dominanzkomplex der Potamogeton natans-Basalgesellschaft charakterisiert wird. Diese sehr häufig anzutreffende Basalgesellschaft nahm in ungefähr einem Viertel aller aufgenommenen Kleingewässer die größte Fläche ein. Diese Gewässer werden zum Potamogeton natans-Typ zusammengefaßt.

Bei Abwesenheit der soziologisch nah verwandten aber konkurrenzkräftigeren See- und Teichrosen besiedelt das Schwimmende Laichkraut aufgrund seiner optimalen Ausbreitungsstrategie Gewässer von unterschiedlichem Nährstoff- und Basengehalt und breitet seine Blätter sowohl auf klaren wie auch auf extrem getrübten Wasserflächen aus (vgl. 7.3.1.2.). Die Ansiedlung und Ausbreitung des Schwimmenden Laichkrautes unterbleibt nur in flachen, stark durch Tritt belasteten Gewässern, bei Beschattung oder bei ausgeprägter Nährstoffarmut. Die unter eutrophen Bedingungen relativ produktionskräftigen Bestände von Potamogeton natans können über längere Zeit stabile Stadien bilden, die erst nach Auflandung des Gewässerbodens von Röhrichten, Flutrasen oder Gebüschen verdrängt werden. Die Sapropelbildung durch absterbende Laichkraut-Bestände ist zwar relativ hoch, ihr Ausmaß wird aber in Gewässern mit Ceratophyllum demersum oder auch Elodea canadensis meist weit übertroffen.

Neben rascher Ausbreitungsfähigkeit ist das Schwimmende Laichkraut auch durch das hohe Regenerationsvermögen abgerissener Pflanzenteile sowie durch seine Fähigkeit, kurze limose Phasen zu überdauern, ausgezeichnet an den Lebensraum Kleingewässer angepaßt. Der Dominanzkomplex der Potamogeton natans-Basalgesellschaft findet sich in Gewässern aller Landesteile und ist in offenen wie abgezäunten Viehtränken, Mergel- und Drainkuhlen, Fethingen und Fischteichen sowie in allen anderen Nutzungstypen anzutreffen. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte streuten zwischen 107 und 856 µS/cm.

Im Prinzip kann diese Einheit in mehrere Übergangstypen gegliedert werden, die verschiedene syndynamische Entwicklungen widerspiegeln und teilweise recht stabile Sukzessionsstufen darstellen. Einige Beispiele:
In offenen Tränken mit relativ steil abfallenden Ufern wird die Gewässermitte meist von der Potamogeton natans-Basalgesellschaft beherrscht, was die Zuordnung der Gewässer zu diesem Typ bedingt. In den Uferzone sind unter anderem - je nach Belastungsintensität - gürtelförmige Bestände von therophytischen Hydrophyten (Abb. 16) oder des Glycerietum fluitantis (Abb. 17) ausgebildet. In aufgelassenen Tränken können sich am Ufer Bestände der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft (Abb. 18; in Durchdringung mit einem Sparganietum erecti) oder der Typha latifolia-Ausbildung des Schoenoplecto-Phragmitetum australis entwickeln, die sich bei zunehmender Gewässer-

boden-Auflandung oder ähnlichen Bedingungen ausdehnen werden. Mit dem zu erwartenden Dominanzwechsel ändert sich auch die Zuordnung zu einem Kleingewässer-Typ. Schon vorher jedoch kennzeichnet die jeweils subdominant auftretende ausdauernde Vegetationseinheit die Entwicklungsrichtung, so daß die oben angeführten Beispiele auch als Übergangstypen zwischen dem Potamogeton natans-Typ und dem Glyceria-Typ, dem Agrostis-Typ beziehungsweise dem Typha-Typ bezeichnet werden können. Nur beim Beispiel mit den submersen Therophyten sollte in diesem Zusammenhang nicht von einem Übergangstyp gesprochen werden, da die Hydrophyten sich nicht ohne anthropogene Eingriffe auf Kosten von Potamogeton natans ausbreiten können. Ein Übergangstyp sollte progressiv determiniert sein, daß heißt immer nur von einer syndynamisch fortgeschritteneren Einheit gekennzeichnet werden.

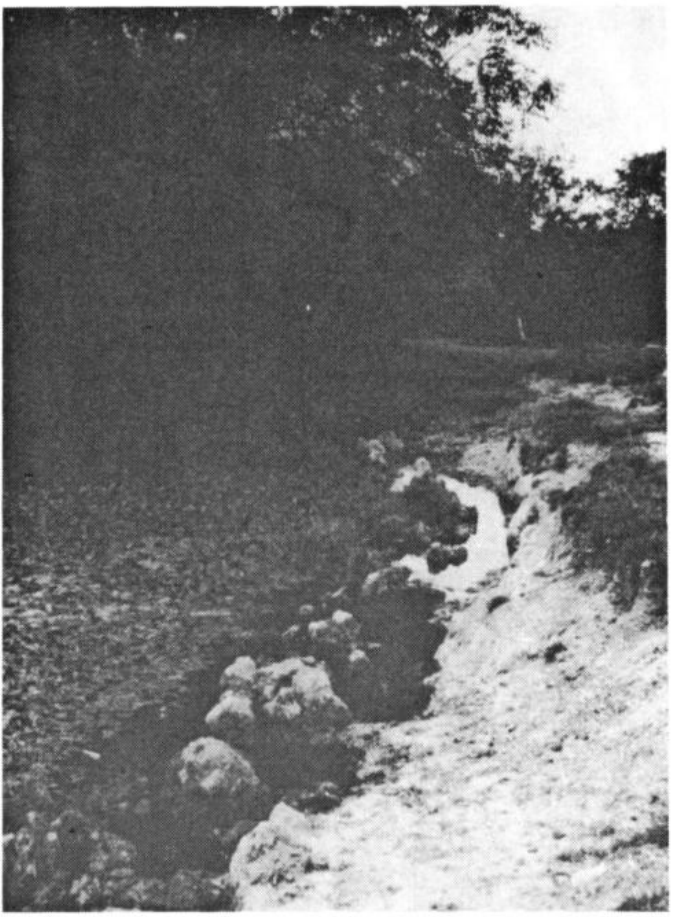


Abb. 16: Potamogeton natans-Typ
Offene Tränke in der Probstei (1627-09). Im trittbelasteten Randbereich Bestände von Chara fragilis, Chara vulgaris (beide an verschiedenen Ufern) und Ranunculus aquatilis agg.
Aufnahmedatum: 19.9.1986

Abb. 17: Potamogeton natans-Typ
Offene Tränke in der Eiderstedter Marsch (1618-07). Trockengefallene Uferzone von bultig getretetenem Bestand des Glycerietum fluitantis eingenommen (Übergang zum Glyceria-Typ).
Aufnahmedatum: 9.9.1986

Abb. 18: Potamogeton natans-Typ
Aufgelassene Tränke im Maisacker auf der Husumer Geest (1421-05). In der Uferzone eine Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft, die bis in einen gürtelförmigen Bestand des Sparganietum erecti reicht (Übergang zum Agrostis-Typ). Landseits des Röhrichts junge Bidens cernua-Bestände auf Flutrasen. Aufnahmedatum: 17.7.1986

Eine Feingliederung des Potamogeton natans-Typs oder auch anderer Kleingewässer-Typen muß einer späteren Bearbeitung überlassen bleiben, da noch kein ausreichendes Aufnahmematerial vorliegt.

9.4. Hydrocharition-Typ (Froschbiß-Typ)

Tab. 29, Spalten 14 und 15; Abb. 19

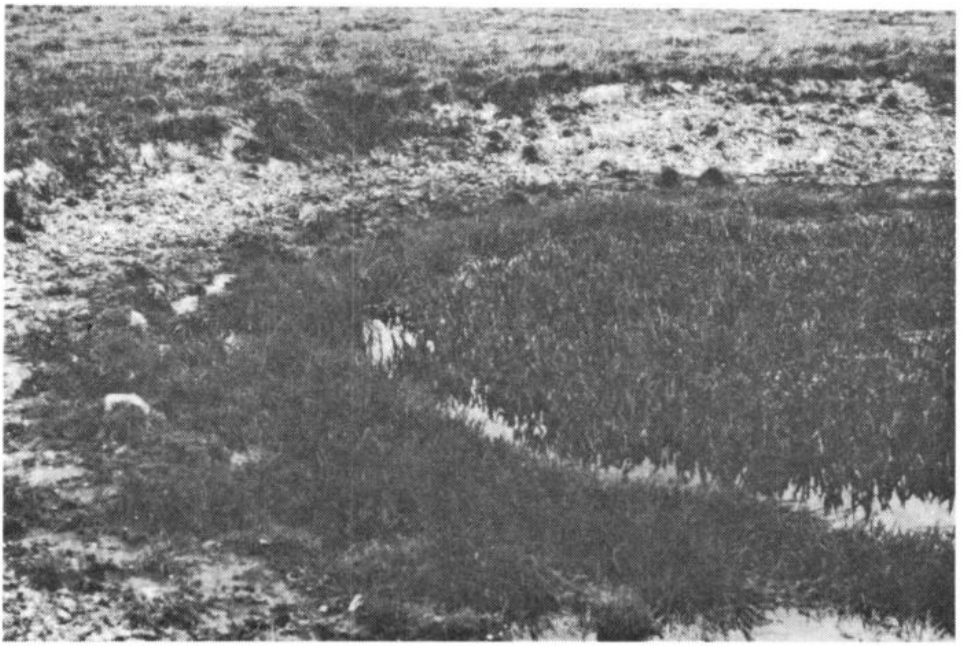


Abb. 19: Hydrocharition-Typ
Offene Tränke auf der Erfder Geest (1622-05). Wasserfläche fast vollständig von Stratiotes aloides eingenommen; in der Uferzone ein Glycerietum fluitatis (Übergang zum Glyceria-Typ). Die Trittbelastung nimmt zur Gewässermitte deutlich ab.
Aufnahmedatum: 26.9.1986

Die Ausbildungen des Stratiotetum aloidis kennzeichnen Dominanzkomplexe, die zum Hydrocharition-Typ zusammengefaßt werden. Der Stratiotes aloides-Dominanzkomplex konnte nur in zwei Gewässern angetroffen werden, einer genutzten und einer ehemalige Tränke. Der Hydrocharis morsus-ranae-Dominanzkomplex wurde in einer teilweise abgezäunten Tränke angetroffen. In allen drei Gewässern hatten sich mächtige Faulschlammschichten ausgebildet. Aufgrund der hohen Produktivität der Krebsschere scheinen zumindest die Stratiotis-beherrschten Gewässer sehr rasch zu verlanden, wobei die schon entwickelten Flutrasen- und Röhricht-Gesellschaften sich wahrscheinlich schnell auf Kosten der Krebsschere ausbreiten werden. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen zwischen 103 und 430 µS/cm.

Es ist davon auszugehen, daß Stratiotes aloides in diese Gewässer

eingesetzt worden ist und sich dort nur durch regelmäßig und schonend durchgeführte Entlandungsmaßnahmen langfristig halten kann (vgl. 7.3.2.1.).

Ob es sich hierbei tatsächlich um einen eigenständigen Kleingewässer-Typ handelt oder ob diese Dominanzkomplexe dem vorausgegangenen Typ angeschlossen werden sollte, bleibt zu überprüfen. Da sowohl Stratiotes aloides wie auch Hydrocharis morsus-ranae nicht selten auf den Wasserzügen der Marsch dominieren, liegt jedoch die Aufstellung eines Hydrocharition-Typs nahe.

9.5. Carex rostrata-Typ (Schnabelseggen-Typ) Tab. 29, Spalten 16 und 17

Obwohl verschiedene Gesellschaften der Scheuchzerio-Caricetea nigrae nicht besonders selten in Kleingewässern anzutreffen sind, werden doch nur wenige Vegetationskomplexe durch die Dominanz einer dieser Gesellschaften geprägt. Sie entwickeln sich primär in nährstoffarmen Gewässern (vgl. 7.8.). Einige von ihnen überdauern Eutrophierungsprozesse, mit denen aber in der Regel auch das Auftreten von konkurrenzstarken Vegetationseinheiten einhergeht, die langfristig die Flachmoor-Gesellschaften verdrängen werden.

Die durch die Dominanzkomplexe des Caricetum rostratae und der Menyanthes trifoliata-Basalgesellschaft geprägten Gewässer - eine fast verlandete Mergelkuhle und eine ehemalige Tränke - zeigten durch das Auftreten von Arten wie Juncus effusus oder Bidens cernua schon deutliche Spuren einer Eutrophierung. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen bei 135 und 683 µS/cm.

Dem Carex rostrata-Typ kann ein weiteres, ehemals wahrscheinlich dystrophes Gewässer zugeordnet werden, in dem keine Vegetationseinheit eine Deckung über 5 % erreichte. Auch dieses Gewässer unterlag Eutrophierungsprozessen, die aus einer intensiven Weidenutzung der Uferstreifen resultierten (Aufnahme nicht in Tab. 29 enthalten, s. 9.13.).

Wie unter 8.2.3. erwähnt, können Vegetationskomplexe nährstoffarmer Gewässer wahrscheinlich zu eigenen Tümpel-Sigmetem zusammengefaßt werden. In den landwirtschaftlich genutzten Flächen konnten aber Kleingewässer, die ein solches Sigmetum einwandfrei belegen würden, nicht (mehr?) beobachtet werden. Zusammen mit einigen weiteren, eher mesotraphenten Gesellschaften wie der Apium inundatum-Basalgesellschaft deuten die Bestände dieser Klasse zwar den ehemals nährstoffarmen Charakter ihrer Wuchsorte an; aufgrund der aktuellen Vegetationszusammensetzung sind sie aber dem Sigmetum der eutrophen Kleingewässer zuzurechnen, was in der Regel auch den aktuellen hydrochemischen Bedingungen entsprechen dürfte.

9.6. Sparganium-Typ (Igelkolben-Typ)

Im Verlaufe der Verlandung dehnen sich von Rande her oftmals Röhrichtgesellschaften aus, deren Ausprägung unter anderem stark von der Nutzung der Uferzonen abhängig ist. Die unter dem Sparganium-Typ zusammengefaßten Dominanzkomplexe werden überwiegend von beweidungstoleranten Arten der Kleinröhrichte aufgebaut. In der Regel bilden diese Röhrichte einen schmalen Saum am Rande von tiefen Tränken. Mit zunehmender Auflandung des Gewässerbodens können sie sich - insbesondere nach Aufgabe der Weidenutzung - flächenhaft ausbreiten. In anderen Gewässern (zum Beispiel Mergelkuhlen) können auch Zufälligkeiten bei der Besiedlung eine auschlaggebende Rolle für die Entwicklung solcher Dominanzkomplexe gespielt haben, da sich in diesen Gewässern normalerweise konkurrenzstarke aber trittempfindliche Großröhrichte einstellen, die das Aufkommen der Kleinröhrichte verhindern.

Es könne drei Untertypen unterschieden werden:

- Untertyp der Eleocharis palustris-Gesellschaft (Tab. 29, Spalte 18; Abb. 20)

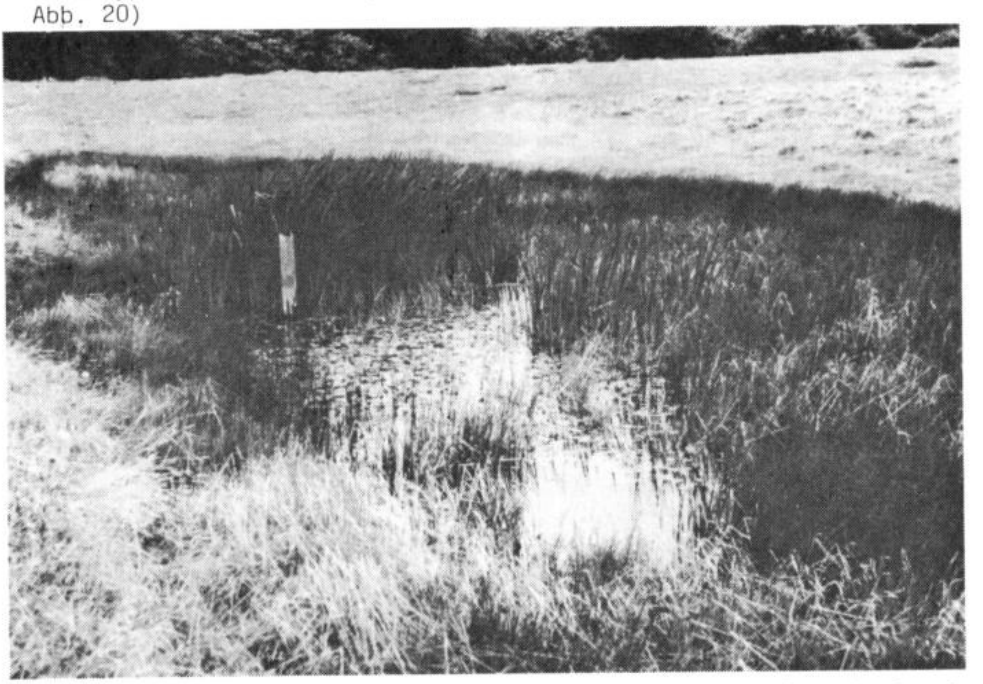


Abb. 20: Sparganium-Typ, Untertyp der Eleocharis palustris-Basalgesellschaft
Offene Tränke auf Schafweide im Dänischen Wohld (1626-05). Gesellschaftsreicher Vegetationskomplex mit wechselhaftem Aspekt, da unterschiedliche Wasserstände in verschiedenen Jahren die Ausdehung der beweideten Zone bestimmen. Übergang zum Glyceria-Typ deutet sich an. Aufnahmedatum: Aug. 1985

Der Dominanzkomplex der Eleocharis palustris-Gesellschaft ist vornehmlich in beweideten, nur zeitweilig wasserführenden Senken und flachen, offenen Tränken zu finden. Auch einige Mergelkuhlen müssen diesem Typ aufgrund der Dominanzverhältnisse zugeordnet werden. Diese Kuhlen wurden wahrscheinlich früher als Tränken genutzt und sind heute aus verschiedenen Gründen mit Ausnahme der Uferbereiche weitgehend vegetationslos, so daß schon relativ schmal entwickelte Bestände der Eleocharis palustris-Gesellschaft die Zuordnung zu diesem Untertyp bedingen.
Im allgemeinen zeichnen sich die Gewässer dieser Untereinheit durch relative Nährstoff- und Basenarmut sowie mineralische und dadurch gut betretbare Uferzonen aus, auf denen sich bei extensiver Beweidung neben Eleocharis palustris nicht selten auch Batrachium-Bestände finden. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen zwischen 128 und 706 µS/cm.

- Untertyp des Sparganietum erecti (Tab. 29, Spalten 19 und 20; Abb. 21)

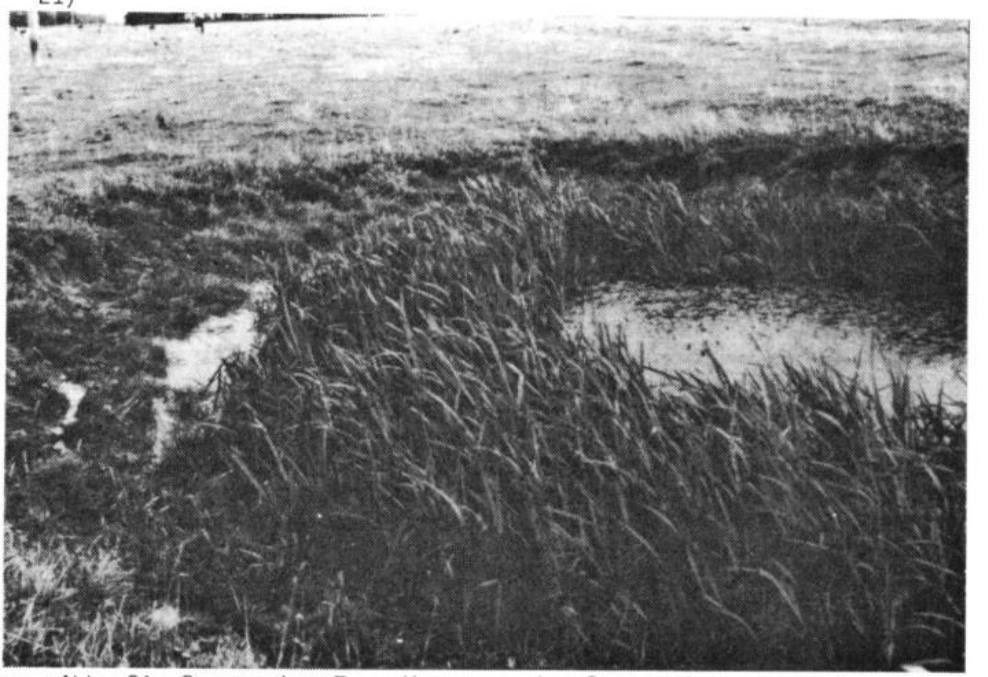


Abb. 21: Sparganium-Typ, Untertyp des Sparganietum erecti
Offene Tränke in der Eiderstedter Marsch (1718-03). Der relativ breite Bestand des Sparganietum erecti umgibt einen auf die Gewässermitte zurückgedrängten Potamogeton natans-Bestand. Im Uferbereich verhindert starke Trittbelastung die Ausdehnung des Sparganietum erecti, dafür ist ein bultig getretenes Glycerietum fluitantis entwickelt. Aufnahmedatum: 9.9.1986

Dieser Untertyp umfaßt Gewässer, die von Dominanzkomplexen der Equisetum fluviatile-Gesellschaft oder des Sparganietum erecti geprägt

sind. Sie zeichen sich durch mehr oder weniger mächtige, nährstoffreiche Schlammböden aus.

Größere Bestände der Equisetum fluviatile-Gesellschaft finden sich fast ausschließlich in relativ geschützten, weitgehend ungestörten Kleingewässern wie Mergel- und Drainkuhlen sowie abgezäunten Viehtränken. Nicht selten bildet der Schlamm-Schachtelhalm in solchen Gewässern tückische Schwingdecken, unter denen sich ein charakteristisch stinkender Faulschlamm entwickelt hat. In der überstehenden Wasserschicht wurden Leitfähigkeitswerte zwischen 315 und 582 µS/cm festgestellt.

Ausgedehnte Bestände des Sparganietum erecti entwickeln sich vor allem in flachen, ehemaligen Tränken, in denen die Nutzung schon seit geraumer Zeit eingestellt worden ist. Oft sind diese Gewässer von einem geschlossenen Gebüschring umgeben, der die Ansiedlung konkurrenzstärkerer Großröhrichtarten unterbindet. Der Gewässerboden ist schlammig aber relativ fest, so daß er in der Regel noch zu betreten ist. Abb. 21 zeigt ein Gewässer im Frühstadium dieser Untereinheit, in dem die tiefere Gewässerzone noch von einem Potamogeton natans-Bestand eingenommen wird. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen in Gewässern des Sparganietum erecti-Dominanzkomplexes zwischen 210 und 1830 µS/cm.

- Untertyp des Caricetum elatae (Tab. 29, Spalte 21)

In flachen, extensiv genutzten Tränken oder beweideten, zeitweilig wasserführenden Senken können gelegentlich Bestände des Caricetum elatae zur Dominanz gelangen. Im Gegensatz zum Igelkolben scheint die Steifsegge aber weitgehend auf Gewässer mit oberflächennah anstehendem mineralischen Untergrund beschränkt zu bleiben. Zwischen den einzelnen Seggenbulten können sich im Laufe der Zeit relativ mächtige Schlammschichten akkumulieren (vgl. 7.7.2.1.). In allen drei Gewässern, die diesem Untertyp zugeordnet werden, sind auch Einheiten der Scheuchzerio-Caricetea nigrae ausgebildet. Das legt die Vermutung nahe, daß sich dieser Subtyp unter eher nährstoffärmeren Verhältnissen entwickelt. Für eine gesicherte Beurteilung liegen jedoch noch zu wenige Beobachtungen vor.

Ausgedehnte Steifsegge-Bestände fanden sich in zwei noch wasserführenden Senken, die vor wenigen Jahren teilentwässert worden waren. Da sich seither wahrscheinlich aufgrund von stark schwankenden Wasserständen noch keine ausgedehnten Flutrasen entwickelt hatten, konnten sich auf dem periodisch trockenfallenden Schlammboden ausgedehnte Bestände des Oenantho-Rorippetum amphibiae und des Hottonietum palustris entwickeln. Die Leitfähigkeit konnte nur im flachen Wasserrest eines der beiden Tümpel gemessen werden; sie betrug zum Zeitpunkt der Aufnahme 213 µS/cm.

*

Die beiden folgenden Gesellschaftsgruppen treten oft standörtlich benachbart auf und stehen syndynamisch in enger Verbindung. Ihre Dominanzkomplexe kennzeichnen jedoch eigenständige Typen, die sich in ihrem Gesellschaftsinventar und in ihren Standortsansprüche unterscheiden.

9.7. Glyceria-Typ (Flutschwaden-Typ)

Tab. 29, Spalten 22 und 23; Abb. 22 und 23

Abb. 22: Glyceria-Typ
Ungenutzte Tränke in der Husumer Geest (1421-03). Glycerietum fluitantis in Ausdehung begriffen, bildet wasserseitig unbetretbare Schwingdecken über Faulschlamm. In der Gewässermitte Bestände der Potamogeton natans-Basalgesellschaft; zwischen diesen Beständen Reste der Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft.
Aufnahmedatum: 17.7.1986

An trittbelasteten Tränken entwickeln sich im Flachwasserbereich Bestände des Flutschwadens, seltener auch des Faltschwadens, die sich bei gleichbleibender Belastung mit zunehmender Bodenaufhöhung auf die gesamte Gewässerfläche ausdehnen können. Gelegentlich bildet Glyceria fluitans dabei Schwingdecken über Sapropelböden. In vielen dieser Gewässer treten größere Wasserstandsschwankungen auf, an die der Flutschwaden optimal angepaßt ist (vgl. 7.7.3.1.). Bei ausbleibenden Störungen werden die Flutschwaden-Bestände oft von Röhrichten verdrängt oder von Agrostis stolonifera-Beständen überwachsen. Der Glycerietum fluitantis-Dominanzkomplex ist in der Regel in offenen oder

abgezäunten Tränken ausgebildet. In Ausnahmefällen entwickelt er sich auch in Mergelkuhlen, die wahrscheinlich früher als Tränke genutzt wurden (Abb. 23).
Bezeichnend für diesen Typ sind die im Vergleich zu anderen Dominanzkomplexen relativ hohen Stetigkeiten der Bidention- und Ranunculion aquatilis-Gesellschaften. Der Glycerietum plicatae-Dominanzkomplex fand sich nur an einer Tränke. In den Gewässern des Glyceria-Typs wurden Leitfähigkeiten zwischen 86 und 1710 µS/cm ermittelt.

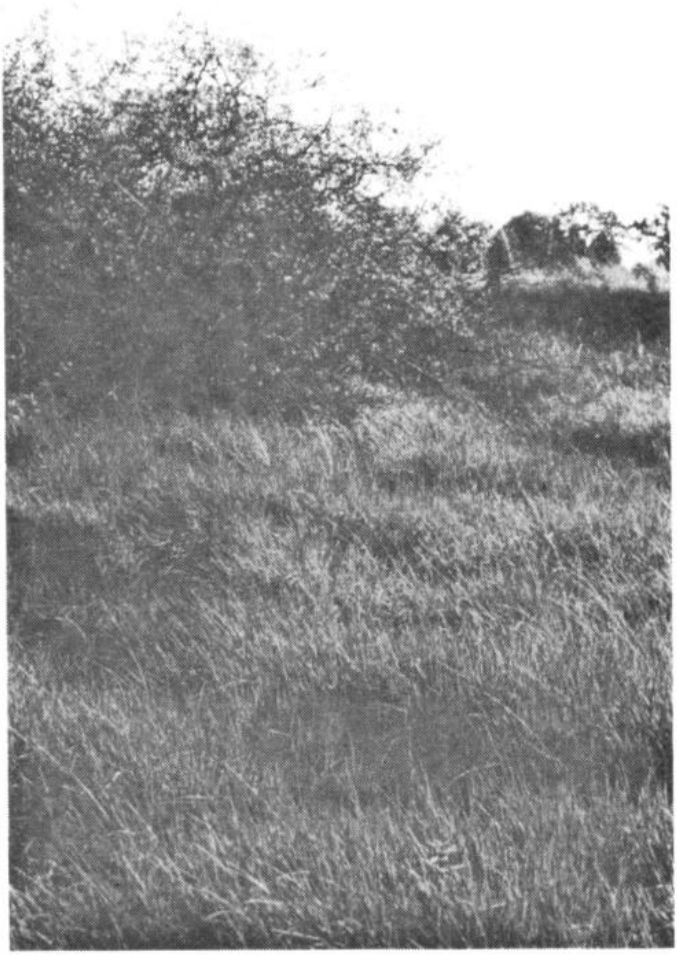


Abb. 23: Glyceria-Typ
Ehemals als Tränke genutzte, weitgehend verlandete Mergelkuhle im Stormarner Moränengebiet (2427-01). Der nur zeitweilig wasserführende Boden wird vollständig vom Glycerietum fluitantis eingenommen. Im Randbereich Bestände von Salix cinerea (Übergang zum Salix-Typ). Aufnahmedatum: 11.9.1986

9.8. Agrostis-Typ (Straußgras-Typ) Tab. 29, Spalten 24 und 25

Während die Flutrasen, insbesondere die Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft, bei ständiger Trittbelastung fortwährend gehemmt werden, können sie sich nach Ende der Störungen in flachen Gewässern oder auf dichten Beständen anderer Arten rasch ausbreiten und zur Dominanz gelangen (s. 7.9.1.2.). In nährstoffreichen Tümpeln führt dann eine hohe Streuproduktion zu einem verfilzten Teppich aus abgestorbenen und lebenden Sprossen von Agrostis stolonifera, durch den gelegentlich Kleinröhricht- oder gar einige der Großröhricht-Gesellschaften verdrängt werden können. Als charakteristische Begleitgesellschaften entwickeln sich häufig Bidens cernua-Bestände auf den Flutrasen.

Während sich der Dominanzkomplex der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft in nährstoffarmen wie -reichen Gewässern gleichermaßen auf mineralischen wie organogenen Substraten oder auch auf lebender Phytomasse entwickeln kann, ist der Ranunculo-Alopecuretum geniculati-Dominanzkomplex bezeichnend für flache Gewässer mit überwiegend mineralischem Grund. Zudem kennzeichnet er nährstoffreiche, teilweise hypertrophierte Standorte. Am Aufbau dieses Dominanzkomplexes beteiligen sich oft eutraphente Gesellschaften wie das Ranunculetum sceleratí und das Lemnetum gibbae, wobei die Lemnetea-Gesellschaften hohe Deckungswerte erreichen können und die gesamte Wasserflächen bedecken. Die Bestände des Ranunculo-Alopecuretum geniculati bleiben in solchen Gewässern auf die Randzonen beschränkt. Da aber unter den ausdauernden keine Vegetationseinheit höhere Flächenanteile als der Knickfuchsschwanz-Rasen erreicht, sind auch diese Tümpel dem Agrostis-Typ zuzuordnen.

Der Dominanzkomplex der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft ist in allen Naturräumen verbreitet und zeigt relativ geringe Präferenzen hinsichtlich bestimmter Gewässernutzungen. Die wuchskräftigsten und stabilsten Bestände finden sich in abgezäunten Tränken. Der Ranunculo-Alopecuretum geniculati-Dominanzkomplex findet sich ausschließlich in genutzten oder aufgelassenen Tränken der Marsch und der Geest. Die Leitfähigkeitswerte lagen in den von der Straußgras-Gesellschaft dominierten Tümpeln zwischen 103 und 1648 µS/cm und in den von der Knickfuchsschwanz-Gesellschaft geprägten Gewässern zwischen 401 und 5340 µS/cm.

9.9. Bolboschoenus-Typ (Strandsimsen-Typ)

Tab. 29, Spalte 26; Abb. 24

Der Bolboschoenus maritimus-Dominanzkomplex kennzeichnet einen eigenständigen, gesellschaftsarmen Kleingewässer-Typ, der hauptsächlich in Küstennähe an Nord- und Ostsee anzutreffen ist (s. dazu 7.7.1.1.). Er umfaßt Gewässer mit relativ stabilem Grund, die einer intensiven Trittbelastung unterliegen oder früher unterlagen. Dadurch wird das Aufkommen der in den Küstenniederungen verbreiteten Großröhrichtarten verhindert, so daß sich die beweidungstolerante Strandsimse fast konkurrenzlos einstellen und bei nachlassender Trittbelastung stark ausbreiten kann. Strukturell steht dieser Typ dem Sparganium-Typ recht nahe, soziologisch vermittelt er zum Untertyp der Ceratophyllum demersum-Basalgesellschaft des Parvopotamion-Typs. Der Bolboschoenus-Typ wurde in den genutzten und aufgelassenen Viehtränken und Fethingen der Marsch sowie in Mergelkuhlen auf Fehmarn angetroffen. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen zwischen 563 und 1990 µS/cm.

Abb. 24: Bolboschoenus-Typ
Offene Tränke in der Dithmarscher Marsch (1920-05). Bolboschoenus maritimus-Bestand durch extreme Trittbelastung auf die flache Gewässermitte zurückgedrängt; kann sich bei nachlassender Beweidung rasch ausbreiten. Weitere Vegetationseinheiten nur in Resten vorhanden. Man achte auf die Richtung der Tränkepumpe!
Aufnahmedatum: 13.9.1986

9.10. Typha-Typ
(Rohrkolben-Typ)
Tab. 29, Spalten 27 bis 30; Abb. 25

Eine Reihe von Gewässern werden durch Dominanzkomplexe von Großröhricht-Gesellschaften gekennzeichnet, die aufgrund ihrer hohen Produktivität die Gewässerverlandung durch Streu- und Rhizomakkumulation rasch vorantreiben. Unter dem Typha-Typ werden die Dominanzkomplexe von Typha latifolia, T. angustifolia, Schoenoplectus lacustris und des Cicuto-Caricetum pseudocyperi zusammengefaßt.

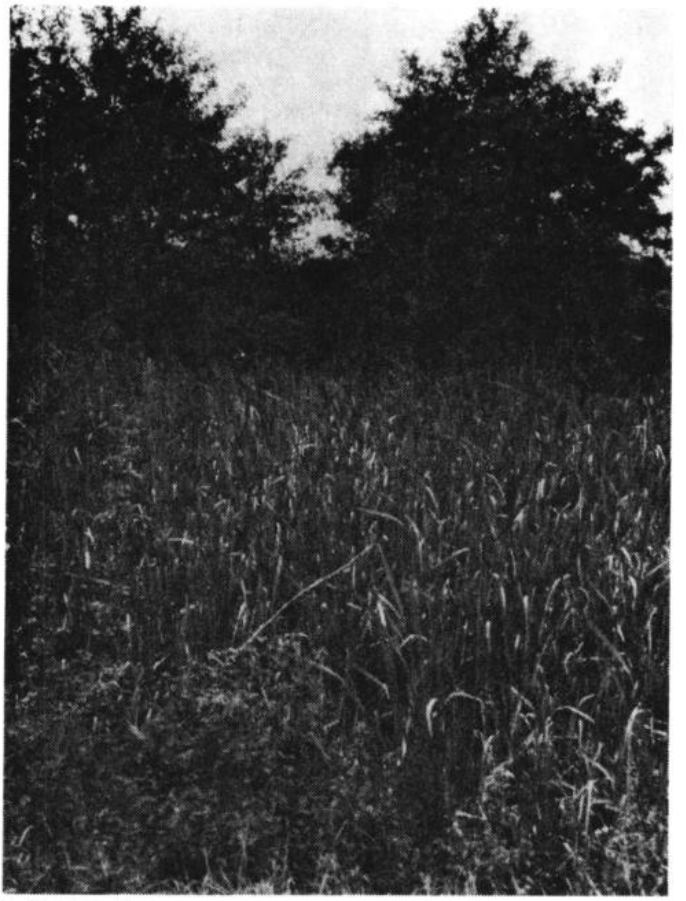


Abb. 25: Typha-Typ
Mergelkuhle in der Probstei (1628-02). Über mächtigen Faulschlammschichten hat sich eine Schwingdecke aus Typha latifolia gebildet, die schon stark von Agrostis stolonifera durchdrungen ist.
Aufnahmedatum: 19.9.1986

Die Dominanzkomplexe von Typha latifolia und T. angustifolia entwickeln sich überwiegend in flachen, nährstoffreichen Gewässern. Oft finden sie sich über einer mächtigen Sapropelschicht, zu deren Bildung

sie durch kräftiges Rhizomwachstum nicht unbeträchtlich beitragen. Unter solchen Bedingungen entwickelt Typha latifolia Schwingdecken, auf denen sich später andere Arten einstellen und weitere Gesellschaften entwickeln können.
Auf die rasche Ausbreitungsfähigkeit der Typha-Bestände und ihre innere Dynamik wurde schon unter 7.7.1.1. eingegangen. Der Dominanzkomplex von Typha latifolia entwickelt sich bevorzugt in Drainkuhlen, die inmitten von intensiv bewirtschafteten Ackerflächen liegen. Da sich diese Kuhlen meist in natürlichen Senken befinden, fließen ihnen mit dem Drainwasser sowie durch Oberflächenabspülung größere Nährstoffmengen zu. Haben sich in einer flachen Drainkuhle die ersten Rohrkolben eingestellt, so überziehen sie die gesamte Wasserfläche innerhalb kurzer Zeit mit einer Schwingdecke. Seltener ist der Dominanzkomplex des Breitblättrigen Rohrkolbens auch in Mergelkuhlen oder ehemaligen Tränken zu beobachten (vgl. Abb. 25). Die Leitfähigkeitswerte lagen in den Gewässer, in denen ein Typha latifolia-Dominanzkomplex ausgebildet war, zwischen 142 und 1186 µS/cm. In den Typha angustifolia-beherrschten Kleingewässern lagen sie zwischen 338 und 988 µS/cm.

In den wenigen offenen Tränken, in denen Typha latifolia den größten Flächenanteil einnahm, beschränkte sich das Vorkommen dieser trittempfindlichen Art weitgehend auf die Ausbildung einer Schwingdecke in der Gewässermitte. Wahrscheinlich wurde die Tränkenutzung in diesen Gewässern erst nach Ausbildung eines die ganze Wasserfläche überziehenden Typha-Bestandes (wieder?) aufgenommen. Während der Rohrkolben in den für das Vieh erreichbaren Uferzonen durch Tritt zerstört wird, können sich die Typha-Bestände in der unzugänglichen Gewässermitte halten.

In einer faulschlammreichen Mergelkuhle (1627-04) fand sich ein Dominanzkomplex, der von Schoenoplectus lacustris geprägt war. Aufgrund seiner soziologischen Zusammensetzung kann dieser Komplex dem Typha-Typ zugeordnet werden (s. Tab. 29). Die Leitfähigkeit lag in diesem Gewässer zum Zeitpunkt der Aufnahme bei 428 µS/cm.

Die Dominanz von S. lacustris war bei einer Deckung von 2b nicht sehr ausgeprägt. Weitaus höher, aber aus den unter 8.2.3. erläuterten Gründen nicht zur Typenbildung geeignet, war die Deckung des Lemno-Spirodeletum polyrhizae, das fast 100 % der Wasserfläche einnahm.

Auch der Dominanzkomplex des Cicuto-Caricetum pseudocyperi kann diesem Kleingewässer-Typ problemlos angeschlossen werden. Er wurde in einer weitgehend zugewachsenen Drainkuhle (1625-01) aufgenommen, in der er sich wahrscheinlich als Folgekomplex eines Typha latifolia-Dominanzkomplexes entwickelt hatte. Die Leitfähigkeit betrug zum Zeitpunkt der Aufnahme 521 µS/cm.

9.11. Phragmites-Typ
(Schilf-Typ)
Tab. 29, Spalten 31 bis 33; Abb. 26

In weitgehend ungestörten Gewässsern entwickeln sich gelegentlich ausgedehnte Phragmites-Röhrichte, deren Dominanz einen eigenen Kleingewässer-Typ kennzeichnet. Durch Beschattung können die produktionskräftigen und hochwüchsigen Bestände des Schilfrohres fast alle anderen Gesellschaften aus solchen Gewässern verdrängen, die von mechanischen Störungen weitgehend verschont bleiben. Durch Bildung eines festen, kaum zersetzten Schilftorfes trägt Phragmites australis stark zur Verlandung bei. Seine Wuchsorte wachsen dadurch oft rasch aus der Gewässerphase heraus. Nur in tiefen und steilwandigen Gewässern wird dieser Prozeß relativ lange dauern. Das Schilfröhricht kann in der Regel nur noch von Gehölzen verdrängt werden, die sich vom Randbereich in die Schilfflächen ausdehnen. Dieser Vorgang schließt sich oft erst nach vollendeter Verlandung an. Die Phragmites australis-Ausbildung des Schoenoplecto-Phragmitetum stellt somit ein recht stabiles Endstadium der Gewässerverlandung dar.
Die starke Konkurrenzkraft der Schilfbestände offenbart sich auch in der relativ geringen mittleren Anzahl der Gesellschaften, die sich am Aufbau des Dominanzkomplexes beteiligen.

Abb. 26: Phragmites-Typ
Tiefe Deichwehle in der Dithmarscher Marsch (1719-01). Vom Rand dringt Phragmites australis langsam in das tiefe Gewässer ein. Die Gewässermitte ist vegetationsfrei.
Aufnahmedatum: 23.9.1986

Der Phragmites australis-Dominanzkomplex ist trotz der hohen Konkurrenzkraft des Schilfes nur relativ selten anzutreffen, was wahrscheinlich auf Ausbreitungs- und insbesondere Keimungsprobleme bei P. australis zurückzuführen ist (vgl. 7.7.1.1.). Schwerpunktmäßig sind Schilf-beherrschte Kleingewässer in der Marsch und in den Flußniederungen anzutreffen, in denen sie aus benachbarten Gräben leicht in die Tümpel einwandern konnten. Vielfach handelt es sich bei diesen Kleingewässern um ehemalige, heute in Ackerflächen gelegenen Tränken und Deichwehlen. In offenen Tränken zieht sich das Schilf ähnlich den Typha-Beständen auf die unbetretbare Gewässermitte zurück.
Bezeichnend für die Gewässer des Phragmites-Typs ist das starke Zurücktreten der Kleinröhrichte, die an potentiell schilffähigen Standorten mechanische Störungen anzeigen. Die Nährstoffverhältnisse spielen meist keine ausschlaggebende Rolle für die Entwickung eines Phragmites australis-Dominanzkomplexes. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen zwischen 197 und 1490 µS/cm.

Zwei weitere Dominanzkomplexe sollen vorerst diesem Typ angeschlosssen werden, obwohl ihre Zuordnung aufgrund der geringen Aufnahmemenge noch nicht gesichert ist:

- Der Dominanzkomplex des Glycerietum maximae (Tab. 29, Spalte 32) entwickelt sich in flachen, ungestörten, meist sehr nährstoffreichen Gewässern, die sich durch mächtige Schlammböden und mehr oder weniger stark wechselnde Wasserstände auszeichnen. Dieser Dominanzkomplex wurde in Mergel- und Drainkuhlen des Östlichen Hügellandes angetroffen. Die Leitfähigkeitswerte lagen zwischen 225 und 729 µS/cm.

- Der Dominanzkomplex der Phalaris arundinacea-Gesellschaft (Tab. 29, Spalte 33) findet sich in sehr flachen, regelmäßig austrocknenden Tümpeln, in denen sich das Rohrglanzgras bei Ausschluß von Störungen und gleichzeitigem Fehlen konkurrenzkräftiger Röhrichtarten rasch ausbreitet. Dieser Dominanzkomplex wurde in fast verlandeten Drainkuhlen angetroffen, deren Leitfähigkeitswerte zwischen 345 und 920 µS/cm lagen.

9.12. Salix-Typ (Weiden-Typ) Tab. 29, Spalten 34 bis 36

Schon von weitem fallen die vielen, oft von hohem Gebüsch umstandenen Mergelkuhlen auf den Ackerflächen des Östliche Hügellandes auf. Während auf dem hohen Ufer hauptsächlich Arten wie Sambucus nigra, Salix caprea, Crataegus spec. und Rosa spec. dominieren, finden sich am Hangfuß in der wechselnassen Zone regelmäßig Bestände des Frangulo-Salicetum cinereae. Aber nicht nur in Mergelkuhlen, sondern auch in anderen alten Gewässern stellen sich mit den Jahren häufig Weidengebüsche ein. Nachdem sich die Gehölze am Ufer angesiedelt haben, dehnen sie sich im Laufe der Zeit auf die Wasserfläche aus und verdrängen dort lichtbedürftige Gesellschaften (vgl. 7.10.2.1.). In kleineren

Tümpeln können sie so die gesamte Fläche einnehmen, größere Gewässer säumen sie häufig mit einen geschlossenen Gehölzring während die Gewässermitte noch von anderen Vegetationseinheiten eingenommen wird (in tieferen Gewässern meist von der Potamogeton natans-Basalgesellschaft, in flachen Gewässern nicht selten von ausgedehnten Klein- oder Großröhrichtbeständen, Einheiten des Magnocaricion, dem Glycerietum fluitantis oder der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft).

Es können drei Weiden-beherrschte Dominanzkomplexe unterschieden werden:

- Der Salix cinerea-Dominanzkomplex des Frangulo-Salicetum cinereae findet sich überwiegend in alten Mergelkuhlen, die nach Nutzungsaufgabe der Sukzesssion überlassen wurden. Der einzige andauernde anthropogene Eingriff in die Vegetationsentwicklung dieser Lebensräume besteht im regelmäßigen Abschlagen der randlichen Gehölze, wodurch der Schattenwurf auf benachbarte Ackerflächen verringert werden soll. Das abgeschlagenen Holz wurde und wird auch heute noch in die Gewässer geworfen oder als Totholz am Rand deponiert. Seltener findet sich dieser Dominanzkomplex auch in vernachlässigten Drainkuhlen und ehemaligen oder noch genutzten Tränken. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte lagen in den Grauweiden-beherrschten Gewässern zwischen 185 und 1125 µS/cm.

  In genutzten Tränken haben sich die Gebüsche wahrscheinlich in einer Phase angesiedelt, in der diese Gewässer längere Zeit von jeglichen Störungen verschont blieben, beispielsweise während längerfristiger Ackernutzung der umliegenden Flächen. In dieser Phase konnten sich Gehölzbestände entwickeln, die heute durch den Weidebetrieb zwar geschädigt, in der Regel jedoch nicht mehr vernichtet werden. In anderen Fällen sind ihre Vorkommen auf gehölzbestandene Senken zurückzuführen, die später überstaut wurden und heute als Tränke genutzt werden.

- In einer alten Drainkuhle (2331-05) trat ein Salix aurita-Dominanzkomplex des Frangulo-Salicetum cinereae auf. Zwar ist die Ohrweide eher auf nährstoffärmeren Standorten verbreitet, doch scheint in diesem Fall die Aufstellung eines Untertyps nicht gerechtfertigt, da die Art an Kleingewässern auch unter nährstoffreichen Bedingungen und nicht selten mit S. cinerea vergesellschaftet auftritt (vgl. 7.10.2.1.).

- An einer Mergelkuhle (1532-04) dominierten gepflanzte Bestände von Salix viminalis, die zwar soziologisch nicht dem Frangulo-Salicetum cinereae zuzurechnen sind, jedoch aufgrund der ökologischen Auswirkungen dieser Gebüsche auf das Kleingewässer dem Salix-Typ zugeordnet werden. In der Regel dehnen sich Bestände standortfremder Weiden nach ihrer Anpflanzung kaum aus.

9.13. Kleingewässer ohne Zuordnung

Nur wenige Kleingewässer konnten aus verschiedenen Gründen nicht über ihr Gesellschaftsinventar bestimmten Typen zugeordnet werden:

- Neuanlagen, in denen sich noch kein Dominanzkomplex ausdauernder Arten entwickelt hat. Teilweise treten solche Stadien auch nach "gründlich" durchgeführten Entlandungsmaßnahme auf. Einige dieser Gewässer sind aufgrund der herrschenden ökologischen Bedingungen in die Nähe des Parvopotamion-Typs zu stellen. Oft ist die Wasserflächen solcher Gewässer im Sommer jedoch von Lemnetea-Gesellschaften bedeckt, die das Aufkommen von Kleinlaichkräutern entscheidend behindern können.

  Eventuell wäre es sinnvoll, solche Kleingewässer, in denen ausdauernde Vegetationseinheiten gegenüber geschlossenen Lemnetea-Beständen stark zurücktreten, zu einem weiteren Typ, dem Lemna-Typ, zusammenzufassen, der zwischen dem Parvopotamion-Typ und dem Potamogeton natans-Typ vermittelt. Aus den unter 8.2.3. aufgeführten Gründen (kurze Vegetationsperiode einzelner Lemnaceae mit totalem Zusammenbruch der Bestände im Herbst, Ausdehnung der Bestände unter bestimmten Bedingungen windabhängig) wurde jedoch darauf verzichtet.

- Dystrophe Gewässer, in denen die Vegetation nur geringe Deckungswerte erreicht. Diese Kleingewässer stehen ökologisch und meist auch floristisch denen des Carex rostrata-Typs relativ nahe.

- Kleine Gewässer, die durch Gehölze aus der Kontaktvegetation so stark beschattet werden, daß sich in ihnen keine Makrophytenvegetation entwickeln konnte. Hinsichtlich ihrer Standortverhältnisse (Beschattung und Laubeintrag) entsprechenden sie dem Salix-Typ.

- Gewässer, in denen umfangreiche Depositionen von Hausmüll, Bauschutt oder organischen Abfällen die Entwicklung von ausdauernden - und oft auch ephemeren - Vegetationseinheiten verhindert. Meist nehmen sie ihren Ursprung aus Mergel- und Drainkuhlen oder aufgegebenen Tränken. Sie sind wohl am besten unter dem bezeichnenden Begriff "Müllkuhle" zusammenzufassen.

- Gewässer, in die Herbizide gelangen. Das Wasser in diesen weitgehend vegetationslosen Tümpeln ist oft relativ klar, da anscheinend auch das Phytoplankton durch bestimmte Herbizide quantitativ abgetötet wird. In der Regel wird ein Herbizideintrag nur durch Zufall entdeckt beziehungsweise durch Befragen ermittelt. Eine Zuordnung solcher Gewässer zu einem der oben beschriebenen Typen ist nicht möglich.

10. Verlandungsstadien

Mit der Ansiedlung erster Pflanzenbestände unterliegt jedes neu geschaffenen Gewässer einer Sukzession, die über mehrere Stadien zur vollständigen Verlandung führt. Neben Morphologie und Größe des Gewässers sind die Faktoren Nährstoffgehalt und anthropogener Einfluß von entscheidender Bedeutung für die Geschwindigkeit der Verlandung und damit für die Lebensdauer des Gewässers (vgl. 4.3.; 4.6.).

Aufgrund unterschiedlicher Ansprüche der einzelnen Vegetationseinheiten an ihren Standort und unterschiedlicher Toleranz gegenüber möglichen Belastungen führen unterschiedliche Gewässernutzungen zwangsläufig zu verschiedenen Sukzessionsabläufen und zu Unterschieden bei der Verlandungsgeschwindigkeit. Dazu einige Beispiele:

- In vielen Mergelkuhlen vollzieht sich seit Aufgabe der Mergelnutzung am Anfang des Jahrhunderts eine weitgehend ungestörte Sukzession. Die kleineren unter ihnen sind inzwischen - soweit nicht zugeschüttet - vollständig von Gehölzen überwachsen. Viele der größeren Kuhlen sind von einem ringförmigen Weidengebüsch umgeben, das gegebenenfalls Nährstoffeinträge aus der Umgebung reduzieren hilft. Die Gewässermitte wird oft von der Potamogeton natans-Basalgesellschaft eingenommen, seltener finden sich noch konkurrenzarme Bestände verschiedener Kleinlaichkräuter (vgl. Abb. 15). Gelegentlich ist außerdem ein schmaler, schwingender Typha-Saum ausgebildet. Ein solches Gewässer wird sein Erscheinungsbild unter gleichbleibenden Bedingungen nur langsam ändern.

- Andere Verhältnisse herrschen in den offenen Viehtränken der Mergelgebiete, die nicht nur einer stärkeren Eutrophierung unterliegen, sondern teilweise auch vom Vieh "zugetreten" werden (vgl. 3.2.3.). Der aus der Trittbelastung resultierende Bodeneintrag muß zur Aufrechterhaltung der Funktion in regelmäßigen Abständen aus dem Gewässer entfernt werden: die Tränke muß entlandet werden. Gleiches gilt bei extrem hoher Makrophytenproduktion: solche Tränken müssen regelmäßig entkrautet werden. Entlandungen und Entkrautungen wirken der Verlandung entgegen; durch den dabei benötigten Energieaufwand wird also die "Lebenserwartung" eines Gewässers verlängert, die unter den gegebenen Umständen sonst meist nur einige Jahre bis wenige Jahrzehnte beträgt. An abgezäunten Tränken entfällt zwar der direkte Fäkalieneintrag, doch durch die fehlende Trittbelastung kann sich die Vegetation mehr oder minder ungestört entwickeln, wodurch die Verlandung ebenfalls vorangetrieben wird.

- Als weiteres Beispiel sei eine ehemalige Weide mit offener Tränke aufgeführt, die umgebrochen und zu Ackerland wird. Nach dem Nutzungswandel entfällt auch hier die Trittbelastung, die einer massiven Makrophytenentwicklung im Uferbereich und damit der Verlandung durch die Vegetation teilweise entgegengewirkt hat. Zudem kann es zu vermehrten Nährstoffeinträgen durch Einspülungen von Gülle und Mineraldünger kommen, die eine explosionsartige Vegetationsentwicklung induzieren, so daß der Verlandungsprozeß in

wenigen Jahren weitgehend abgeschlossen sein kann - es sei denn, daß hypertrophe Bedingungen auftreten, die dem Makrophytenwachstum abträglich sind.

- Ähnlich kurze Lebenserwartungen weisen viele der im Acker gelegenen Drainkuhlen auf, die keiner Trittbelastung unterliegen und in denen sich häufig produktionskräftige Typha-Bestände entwickeln.

Diese Beispiele zeigen, daß Verlandungen innerhalb unterschiedlicher Zeiträume und auf recht verschiedene Weise ablaufen können. In der Regel durchläuft jedes Gewässer dabei mehrere Stadien, deren Ausprägung in unterschiedlichem Maße von der jeweiligen Nutzung abhängt.

Die aktuell ausgebildeten Dominanzkomplexe bestimmen die Zuordnung eines Kleingewässers zu einem Typ. Der sukzessionsbedingte Wechsel zwischen zwei Kleingewässer-Typen in einem Gewässer entspricht dem Übergang zwischen zwei Sukzessionsstufen. Die Sukzessionsstufen wiederum können zu vorwiegend physiognomisch geprägten Verlandungsstadien zusammengefaßt werden.

Während die Dominanzkomplexe eines Typs sich in einem Gewässer mit wenigen Ausnahmen nicht ohne äußere Eingriffe ablösen, können die Kleingewässer-Typen eines Verlandungsstadiums im Laufe der Sukzession ineinander übergehen.

Die Abfolge verschiedener Sukzessionsstufen in einem Gewässer, die sich durch die Abfolge verschiedener Kleingewässer-Typen ausdrückt, kann als Verlandungsreihe bezeichnet werden. Bei gleichbleibender Nutzung tritt innerhalb einer Reihe normalerweise jeweils nur ein Teil der 12 Typen auf. Diese bilden die für die jeweilige Nutzungsform charakteristische Verlandungsreihe. Innerhalb einiger Nutzungsformen, wie der Tränkenutzung, können Substratunterschiede zu unterschiedlichen Verlandungsreihen führen. Um die einzelnen Verlandungsreihen vollständig zu erfassen, bedarf es für fast alle Nutzungsformen weiterer Untersuchungen. Erschwerend kommt hinzu, daß sich mit einem Nutzungswandel oft auch ein Wechsel von der ursprünglichen in die Verlandungsreihe der aktuellen Nutzung einstellt.

In vielen Fällen können aus der Zusammensetzung eines Vegetationskomplexes gewisse Rückschlüsse auf die bisherige Vegetationsentwicklung gezogen und Anhaltspunkte für eine weitere Entwicklung - bei gleichbleibender Nutzung - abgeleitet werden. Dazu ist es notwendig, die Zugehörigkeit der Kleingewässer-Typen zu bestimmten Verlandungsstadien zu kennen. Es können vier Verlandungsstadien unterschieden werden:

- Pionierstadium

Jede Vegetationsentwicklung beginnt mit einem Pionierstadium, das in nährstoffärmeren oder größeren, vor Eutrophierungen geschützten Gewässern relativ lange bestehen bleiben kann. In nährstoffreicheren Gewässern wird es durch Ansiedlung und Ausbreitung von Arten fortgeschrittenerer Stadien oft schon nach kurzer Zeit abgelöst. Im Pionierstadium ist die Phytomasse noch relativ gering und der Was-

serkörper weitgehend frei von Pflanzen. Die Assimilationsorgane liegen überwiegend unter der Wasseroberfläche.
Auch ständig wiederkehrende, intensive Belastungen der Gewässer durch mechanische Störungen können das durch die Dominanzkomplexe des Parvopotamion-Typs gekennzeichnete Stadium langfristig erhalten. Diese Dominanzkomplexe werden von konkurrenzschwachen Vegetationseinheiten beherrscht, die an konkurrenzarme Flächen gebunden sind, wie sie beispielsweise in Neuanlagen, entlandeten Gewässern oder bei periodischen Trittbelastungen auftreten.

Häufig stellen sich in potentiellen Parvopotamion-Gewässern als Erstes Lemnetea-Arten ein, die auf der Wasseroberfläche dichte Decken entwickeln, so daß fast jeglicher submerse Bewuchs verhindert wird (vgl. auch 9.13.). Auch diese Gewässer sollten dem Pionierstadium angeschlossen werden, obwohl sie hinsichtlich Physiognomie und ökologischer Bedingungen (Assimilationsorgane vorwiegend auf der Wasseroberfläche, Lichtmangel in tieferen Schichten) zum Laichkrautstadium tendieren.

Gelegentlich können in Neuanlagen auch Bestände des Elodea- oder des Potamogeton natans-Typs als erste Vegetation auftreten. Solche Gewässer überspringen das Pionierstadium und sind dem Laichkrautstadium zuzuordnen. Außerdem wurde mehrfach beobachtet, wie sich in flachen Neuanlagen Initialpflanzungen von Röhrichtarten in kurzer Zeit derart ausgebreitet hatten, daß es in diesen Gewässern nicht zur Ausbildung eines Pionier- oder des folgenden Stadiums kommen konnte.

- Laichkrautstadium

Im Laichkrautstadium wird der Wasserkörper stärker mit Pflanzen durchsetzt. Die Phytomasse nimmt gegenüber dem Pionierstadium meist beträchtlich zu; die Assimilationsorgane befinden sich vorwiegend auf oder direkt unter der Wasseroberfläche.
Das Laichkrautstadium wird durch ausgedehnte Hydrophyten-Bestände charakerisiert, die entweder den Elodea-, den Potamogeton natans- oder den Hydrocharition-Typ bestimmen. Diese Vegetationskomplexe sind relativ stabil und werden nur in sehr nährstoffreichen Gewässern schon nach kurzer Zeit abgelöst, beispielsweise wenn Agrostis stolonifera Laichkraut-Bestände überwachsen kann, die den Wasserkörper dauerhaft vollständig ausfüllen (vgl. 7.9.1.2.).

*

Bis in das frühe Laichkrautstadium lassen sich für unterschiedliche Nutzungen kaum Differenzierungen in der Vegetationsentwicklung feststellen. Doch im weiteren Sukzessionsverlauf beginnen sie, die Entwicklung entscheidend zu beeinflussen und den Aspekt zu bestimmen.

- Röhricht- und Flutrasenstadium

Zwar unterscheiden sich Röhrichte und Flutrasen im Aspekt recht deutlich, doch scheint es sinnvoll, die durch sie charakterisierten Kleingewässer-Typen zu einem Verlandungsstadium zusammenzufassen, da sich zwischen diesen Typen keine eindeutigen zeitlichen Abfolgen sondern nur nutzungs- oder zufallsbedingte Unterschiede feststellen lassen. In diesem Stadium ist der Wasserkörper oft vollständig von Pflanzen oder abgestorbener Phytomasse erfüllt, während sich die Assimilationsorgane zum größten Teil wenige Zentimeter bis einige Dezimeter (bei Phragmites australis bis 2 m) über der Wasseroberfläche befinden.

In flachen Gewässern, die einer starken Trittbelastung ausgesetzt sind, entwickelt sich hin und wieder ein Glycerietum fluitantis-Dominanzkomplex, der später vom Dominanzkomplex der Agrostis stolonifera-Basalgesellschaft abgelöst werden kann. Der Agrostis-Typ stellt gelegentlich das Endstadium der Verlandung dieser Tränke dar und leitet eine Entwicklung zu Feuchtwiesenausbildungen ein. In ungestörten Kleingewässern kann sich der Glyceria-Typ nur entwickeln, wenn diesen die Röhrichte fehlen. In der Regel findet er sich jedoch nicht als Endstadium der Verlandung, sondern wird auch hier von Flutrasen oder Gebüschen abgelöst. Der Bolboschoenus-Typ hingegen, der sich in Küstennähe bei intensiver Trittbelastung entweder direkt aus dem Parvopotamion-Typ oder aus dem Potamogeton natans-Typ entwickelt, kann in isoliert gelegenen Tümpeln als Endstadium auftreten, da er hier nicht von Phragmites-Beständen verdrängt wird.

Auch der Sparganium-Typ charakterisiert extensiv genutzte oder ehemalige Tränken, in denen die Beweidung ein Aufkommen von trittempfindlichen Großröhricht-Arten verhindert hat. Je nach Nährstoffverhältnissen und Intensität der Belastung wird er durch unterschiedliche Dominanzkomplexe repräsentiert. Die weitere Entwicklung verläuft nicht selten über den Agrostis-Typ, der sich wiederum in flachen, nährstoffreichen Gewässern auch direkt an das Laichkrautstadium anschließen kann.

In vielen ungestörten oder ungenutzten Gewässern wie Mergel- und Drainkuhlen entwickeln sich Dominanzkomplexe des Typha- oder Phragmites-Typs und leiten die endgültige Verlandung ein. Seltener und meist auf Zufälligkeiten bei der Besiedlung beruhend, entwickeln sich auch unter solchen Bedingungen Dominanzkomplexe der Kleinröhrichte wie das Sparganietum erecti.

Auch der Carex rostrata-Typ muß diesem Verlandungsstadium zugerechnet werden. Die kennzeichnenden Dominanzkomplexe werden zwar unter den heutigen Nährstoffbedingungen regelmäßig von Komplexen eutraphenter Arten abgelöst; unter naturnahen Bedingungen dürfte dieser Typ jedoch ein Stadium einer mesotrophen Verlandungsreihe kennzeichnen, die aber in den untersuchten Kleingewässern nicht weiter verfolgt werden konnte.

Als relativ stabiler Typ, in dessen kennzeichnenden, überwiegend aus hochwüchsigen Arten aufgebauten Vegetationskomplexen sich die Dominanzverhältnisse ohne anthropogene Eingriffe kaum mehr verändern, leitet der schon erwähnte Phragmites-Typ zum Gebüschstadium über.

- Gebüschstadium

Unter weitgehend ungestörten Verhältnissen entwickeln sich im Laufe der Zeit Gebüsche, die im Salix-Typ ein weiteres Endstadium der Verlandung charakterisieren. Im vollentwickelten Gebüschstadium finden sich außer Stamm und Wurzelmasse der Gehölze kaum noch Makrophyten im Wasserkörper. Die Assimilationsorgane erheben sich teilweise mehrere Meter über die Wasseroberfläche.

Unter naturnahen Bedingungen würde sich im Laufe der Sukzession die Verlandung fast aller untersuchten Kleingewässer wahrscheinlich in diesem Stadium vollziehen. Unter den Bedingungen, die heute auf landwirtschaftlich genutzten Flächen herrschen, erreichen sie ihr endgültiges Verlandungsstadium jedoch meist nutzungsbedingt im Röhricht- und Flutrasenstadium oder sie werden vorher wieder ausgeräumt.

Welche Dominanzkomplexe sich im fortgeschrittenen Verlandungsstadium eines Kleingewässers entwickeln, hängt überwiegend von der jeweiligen Nutzung ab und wird innerhalb der Spanne aller Komplexe, die unter einer bestimmten Nutzung auftreten können, oftmals durch den Zufall bedingt. Der "typische" Aspekt der Gewässer, die dauerhaft der gleichen Nutzung unterliegen, wird nicht zuletzt auch durch den Zeitpunkt des anthropogenen Eingriffes in den Verlandungsvorgang bestimmt. So werden Tränken zur optimalen Funktionserfüllung für gewöhnlich im Laichkrautstadium entkrautet. Drainkuhlen werden meist im Röhricht- und Flutrasenstadium entlandet, Mergelkuhlen dagegen nicht bewirtschaftet, soweit sie nicht in Tränken umgewandelt worden sind. Diese Mergelkuhlen unterliegen insofern ungestörten Verlandungen, in deren Verlauf sich am Rande dichte Gehölze entwickeln. Diese werden meist mehr oder weniger regelmäßig abgeschlagen, um eine Schattenwirkung auf benachbarte Ackerflächen zu verhindern (s. 9.12.).

In Tab. 30 wird für verbreitete Nutzungsformen schleswig-holsteinischer Kleingewässer eine relative Häufigkeitsverteilung der zu Verlandungsstadien zusammengefaßten Kleingewässer-Typen in Abhängigkeit von Nutzung und edaphischen Verhältnissen wiedergegeben. Die Abschätzung erfolgte weitgehend aufgrund der synsoziologischen Erhebungen. Aus dieser Tabelle ergeben sich erste Anhaltspunkte für verschiedene Verlandungsreihen bei unterschiedlichen Nutzungen. Zur Absicherung der Daten sind jedoch weitere Erhebungen notwendig.

Tabelle 30: Häufigkeitsverteilung verschiedener Nutzungsformen sowie edaphischer Verhältnisse innerhalb der Kleingewässer-Typen und Verlandungsstadien

	Tränken in Marschböden		Tränken in Sandböden		Tränken in Lehm od. Ton		ehemalige Tränken im Acker	Drainkuhlen im Acker	Mergelgruben
	o	a	o	a	o	a			
Pionierstadium									
Parvopotamion-Typ	x	.	x	x	x	(x)	(x)	.	(x)
Laichkrautstadium									
Elodea-Typ	x	x	xx	x	x	x	(x)	(x)	(x)
Potamogeton natans-Typ	(x)	x	x	xx	xx	xx	xx	x	xx
Hydrocharition-Typ	.	.	(x)	.	.	.	(x)	.	.
Röhricht- und Flutrasenstadium									
Carex rostrata-Typ	.	.	(x)	(x)	.	.	(x)	.	(x)
Sparganium-Typ	x	.	x	x	x	xx	xx	x	xx
Glyceria-Typ	x	x	xx	x	xx	x	(x)	(x)	(x)
Agrostis-Typ	.	x	xx	xx	x	xx	xx	xx	x
Bolboschoenus-Typ	x	.	.	.	.	.	x	.	(x)
Typha-Typ	.	.	.	(x)	.	(x)	x	xx	xx
Phragmites-Typ	.	.	.	(x)	(x)	.	x	x	xx
Gebüschstadium									
Salix-Typ	.	.	(x)	x	(x)	x	(x)	xx	xx

. - nicht angetroffen
(x) - selten
x - gelegentlich bis häufig
xx - sehr häufig

o - offene Tränken
a - abgezäunte Tränken

11. Schutzkonzept für Kleingewässer

Wie in den vorausgegangenen Kapiteln gezeigt werden konnte, sind die Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen stark anthropogen beeinflußte Lebensräume, deren Existenz weitgehend an den wirtschaftenden Menschen gebunden ist. In diesen Gewässern haben sich Vegetationskomplexe entwickelt, die, wenn sie den jeweils herrschenden Bedingungen gut angepaßt sind, relativ dauerhafte Sukzessionsstufen darstellen können. Aufgrund unterschiedlicher Nutzungsansprüche differenzieren sich verschiedene Verlandungsreihen heraus, in denen jeweils mehrere Kleingewässer-Typen in syndynamischer Beziehung zueinander stehen.
Mit der Intensivierung der Landwirtschaft sind viele Kleingewässer überflüssig geworden und der Vernichtung anheimgefallen. Auch wenn sie nicht verfüllt werden sondern nur keiner regelmäßigen Nutzung mehr unterliegen, ist das Ende vieler Gewässer in naher Zukunft abzusehen, da sich die Verlandung aufgrund hoher Nährstoffbelastungen in relativ kurzen Zeiträumen vollziehen wird.
Vorausgesetzt, es besteht Konsenz darüber, daß die Kleingewässer als charakteristische Elemente der schleswig-holsteinischen Landschaft und als Rückzugsgebiet für Flora und Fauna erhalten bleiben sollen, ist rasches aber überlegtes Eingreifen notwendig. Das Ausheben von Kuhlen alleine schafft noch keine hinreichende Abhilfe, auch wenn es nach bestimmten "ökologisch orientierten" Mustern durchgeführt wird (vgl. 3.2.3.: Naturschutztümpel). Bezeichend für diese Anlagen ist, daß sie sich meist weitgehend gleichen und oft schon von weitem als solche zu erkennen sind. Von einer Vielfalt der Vegetationsausbildungen und Sukzessionsstufen ist bei ihnen mit wenigen Ausnahmen bisher kaum etwas zu erkennen. Um eine ausgewogene Vielfalt zu gewährleisten, bedarf es eines Schutzkonzeptes, das die Gesamtheit aller Kleingewässer eines Gebietes einbezieht.

Im Zusammenhang mit dem Schutz der Kleingewässer wird regelmäßig die Forderung nach einer einfachen Bewertungsmethode laut (vgl. etwa RASSOW 1979). Mit den gelegentlich "für den Hausgebrauch" entwickelten Bewertungsschemata, die meist nach einem Punktesystem aufgebaut sind, sollen hauptsächlich einzelne Tümpel untereinander gewertet werden. "Minderwertige" Gewässer, also Kleingewässer mit wenigen Punkten (trittbelastete Tränken, flutrasenbedeckte Tümpel, vermüllte Kuhlen) können dann durch gezielte Maßnahmen "aufgewertet" werden. Zunehmend wird dabei eine möglichst große Vielfalt der Zonen und Strukturen in einem Kleingewässer angestebt. So werden einzelne Uferabschnitte unterschiedlich gestaltet und die Uferlinie zur Vergrößerung der Kontaktzone zwischen Wasser und Land geschwungen ausgezogen. Ausgedehnte Flachwasserzonen und tiefere Bereiche werden geplant, mit hohem Aufwand angelegt und bepflanzt, wobei flachere Zonen in der Regel schon nach kurzer Zeit verlanden, sobald sich in ihnen - durch Anpflanzungen gefördert - produktionskräftige Röhrichte eingestellt haben. In die Gewässermitte werden submerse Arten eingesetzt, daran sollen sich Schwimmblattzone, Röhrichtzone und Gebüschzone anschließen. Um das Gewässer wird möglichst noch eine breite Pufferzone angelegt, die durch Gehölzbepflanzung den

Nährstoffeintrag aus der Umgebung einschränken soll. So wünschenswert und ästhetisch ansprechend eine solche Vielfalt auch sein mag - oft sind die Kleingewässer einfach zu "klein" dafür, so daß die unterschiedlichen, oft mühevoll gestalteten Zonen schon nach wenigen Jahren von einer einheitlichen Vegetation eingenommen werden. Hierzu tragen nicht unwesentlich auch Anpflanzungen von Arten der Gesellschaften fortgeschrittener Verlandungsstadien bei.
Bei einem Ansatz, der einseitig die Strukturvielfalt im und am Gewässer hervorhebt, wird meist übersehen, daß solche Kleingewässer nicht für alle Arten ansprechend sind. So ist beispielsweise die seltene und geschützte Rotbauchunke vorwiegend in trittbelasteten Tränken mit ausgedehnten Beständen von Glyceria fluitans zu finden, denen hochwüchsige Arten wie Phragmites australis und Typha latifolia weitgehend fehlen (RAABE 1951). Aus diesem Grund sind Wertungen einzelner Gewässer und Verlandungsstadien untereinander als kritisch und teilweise bedenklich anzusehen, da mit ihrer Hilfe in der Regel nicht alle Lebensgemeinschaften geschützt werden.

Losgelöst von der Bewertung, Planung und und Gestaltung jedes einzelnen Gewässers sollte ein Schutzkonzept immer gebietsbezogen angelegt werden. Das bearbeitete Gebiet ergibt sich meist aus der Aufgabenstellung; es wird in der Regel eine politisch-administrativ abgegrenzte Fläche (Gemeinde oder Kreis) umfassen - wünschenswerter wäre eine naturräumlich Abgrenzung. Für dieses Gebiet ergibt sich die Vielfalt der Kleingewässer aus der Summe aller Kleingewässer-Typen sowie ihrer Häufigkeitsverteilung untereinander, also aus dem Nebeneinander von Gewässern unterschiedlicher Genese, Nutzung und Sukzessionsstufe. Diese Vielfalt macht einen nicht unwesentlichen Teil des ökologischen Wertes einer Landschaft aus und sollte deswegen stärker gefördert werden. Dahinter steht der Grundsatz, daß ein nachhaltiger Schutz für die Tier- und Pflanzenwelt der Kleingewässer erst dann gewährleistet sein kann, wenn in einem Gebiet von jedem, unter den naturräumlichen Bedingungen potentiell möglichen Kleingewässer-Typ jedes Verlandungsstadiums eine ausreichende Anzahl an Gewässer-Individuen vorhanden ist.

Im folgenden werden einige Thesen für ein Schutzkonzept umrissen, das sich stärker an gewachsenen Strukturen orientiert und versucht, diese in ihrer Vielfalt soweit wie möglich zu erhalten. Konkrete Handlungsanweisungen ergeben sich aus diesem Schutzkonzept noch nicht, doch werden im Anschluß einige "Richtlinien für das Kleingewässer-Management" erörtert.

- Voraussetzung für jegliche Planung im Rahmen eines gebietsbezogenen Schutzkonzeptes ist die möglichst genaue Inventarisierung aller noch vorhandenen Kleingewässer. Die Aufnahme der einzelnen Gewässer sollte mindestens folgende Punkte umfassen:
  - Größe und Morphologie;
  - Bodenbeschaffenheit;
  - historische und aktuelle Nutzung;
  - Zustand des Gewässers;
  - seltene und bedrohte Arten und Gesellschaften;

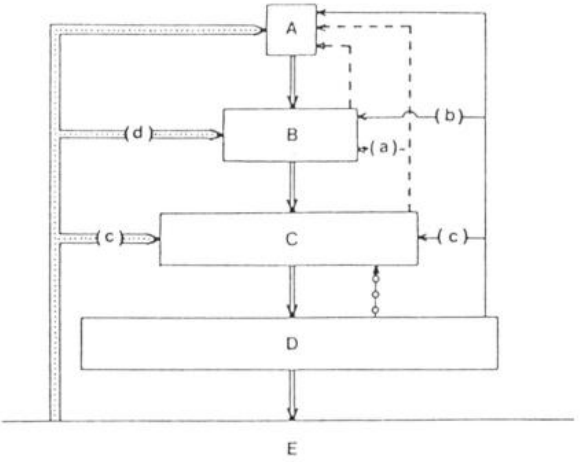
- Dominanzkomplex und Verlandungsstadium;
- Kontaktnutzung und Kontaktvegetation;
- Tiergemeinschaften (soweit in vertretbarer Zeit zu ermitteln);
- Besitzverhältnisse.

- Bei der Auswertung der Geländedaten werden die Dominanzkomplexe den Kleingewässer-Typen zugeordnet und diese wiederum nach Möglichkeit zu Verlandungsreihen zusammengefaßt. Die prozentuale Verteilung der einzelnen Typen innerhalb der Verlandungsreihen (oder Stadien) läßt Rückschlüsse auf unausgewogene Verhältnisse zwischen den Typen zu und stellt gegebenenfalls Defizite deutlich heraus. Das mittelfristige Ziel eines jeden Schutzkonzeptes sollte es sein, diese Defizite durch geeignete Maßnahmen auszugleichen.

- Als erster Schritt in diese Richtung ist für jedes Kleingewässer seine voraussichtliche Entwicklung abzuschätzen, die sich in der Regel schon aus der Zusammensetzung des Vegetationskomplexes ergibt. Durch kurzfristig greifende Maßnahmen muß versucht werden, diese Entwicklung bei überrepräsentierten Typen so zu lenken, daß die Häufigkeitsverteilung der Typen ausgeglichener wird.
  Der Abb. 27 ist zu entnehmen, welche größeren Eingriffe in welchen Verlandungsstadien einzusetzten sind. Dieses Schema orientiert sich weitgehend an den überlieferten Maßnahmen, die früher zur Aufrechterhaltung der Funktion unterschiedlicher genutzter Kleingewässer durchgeführt wurden. Durch schonende Eingriffe, die vorhandene Restbestände vorausgegangener Sukzessionsstufen nicht vollständig vernichten, ist es oftmals möglich, gewünschte Kleingewässer-Typen ohne größeren Aufwand und in relativ kurzen Zeiträumen wiederherzustellen. Bei Neuanlagen kann die Vegetationsentwicklung gegebenenfalls durch das Einsetzen und Anpflanzen bestimmter Arten gefördert werden. In der Regel bedarf es aber solcher Anpflanzungen nicht, da sich auch ohne das Zutun des Menschen mit der Zeit eine standortgerechte Vegetation entwickeln wird.

- Neben der Planung aktueller Maßnahmen ist die Entwicklung langfristiger Pflegepläne geboten, wenn die Gewässer ihre Funktion auf Dauer erfüllen sollen. Auch heute noch mangelt es häufig an der Erkenntnis, daß die Vielfalt anthropogen bedingter Strukturen nur durch regelmäßige anthropogene Eingriffe dauerhaft aufrechterhalten werden kann. Übertragen auf die Tümpel bedeutet das, daß nur eine regelmäßige Pflege (oder entsprechende Nutzung) den längerfristigen Erhalt bestimmter Sukzessionsstufen sichert. Daraus folgt, daß ein sinnvolles Schutzkonzept auch langfristige Entwicklungsziele anstreben muß. Die einzelnen Pflegemaßnahmen sollten so aufeinander abgestimmt werden, daß das Vorkommen aller potentiell möglichen Gewässertypen und Sukzessionsstufen in einem Gebiet jederzeit gewährleistet wird.
  Da die einzelnen Gewässer einer Sukzession unterliegen, müssen zu bestimmten Zeitpunkten geeignete Pflegemaßnahen einsetzen, mit deren Hilfe durch Entkrautungen, Entlandungen, Abschlagen von Gehölzen oder durch Neuanlage fehlende oder unterrepräsentierte

Abb. 27: Verlandungsstadien und Management



Sukzession der Verlandungsstadien

Entkrautung

Abschlagen der Gehölze

Entlandung

Neuanlage des Gewässers

A - Pionierstadium

B - Laichkrautstadium

C - Röhricht- und Flutrasenstadium

D - Gebüschstadium

E - verlandetes Gewässer

a - vorsichtige Entkrautung schützt Bestände des Laichkrautstadiums
b - vorsichtige Entlandung schützt Bestände des Laichkrautstadiums
c - vorsichtige Entlandung schützt Röhricht- und Flutrasenbestände
d - Einsetzen von Arten des Laichkrautstadiums
e - Anpflanzen von Röhricht- und Flutrasenarten

Typen wiederhergestellt werden können. Dafür bedarf es eines konzeptionellen Pflegeplanes, der wiederum alle Gewässer des Gebietes umfaßt. Nachdem die kurzfristigen Zielvorstellungen weitgehend verwirklicht sind, müssen in regelmäßigen Abständen Kontrollen durchgeführt werden, mit denen die sukzessionsbedingte Entwicklung der einzelnen Gewässer überprüft und diese Entwicklung gegebenenfalls durch Pflegemaßnahmen gesteuert wird.

Kurze Richtlinien für das Kleingewässer-Management

Es ist kaum möglich, konkrete Handlungsanweisungen für den Schutz und die Pflege von Kleingewässern zu geben, die innerhalb eines ganzen Bundeslandes von allgemeiner Gültigkeit sind. Für jeden Kleingewässer-Typ bedarf es im Prinzip eines speziellen Konzeptes, das seinen Erhalt dauerhaft sichert. Für jedes Gewässer bedarf es eines Pflegeplanes, der langfristig gesehen den Ablauf einer bestimmten Verlandungsreihe erwarten läßt. Die folgenden Richtlinien tragen demzufolge keinen allgemeingültigen Charakter sondern können nur als Hinweise und Anregungen für die Naturschutzplanung dienen.

Im Einzelnen ergeben sich aus den Ergebnissen der vorliegenden Bearbeitung folgende Richtlinien für die Anlage und das Management von Kleingewässern in landwirtschaftlich genutzten Flächen:

- Zur Räumung und Neuanlage

Da in den letzten Jahrzehnten nur noch verhältnismäßig wenige Kleingewässer geschaffen wurden, sind gerade die Pionierstadien relativ selten geworden. Dem sollte durch Entlandungen und Neuanlagen gezielt Abhilfe geschaffen werden. In Neuanlagen sollten nach Möglichkeit keinerlei Arten höherer Verlandungsstufen eingebracht werden, da viele von diesen sich rasch ausbreiten und konkurrenzschwachen Arten jede Entwicklungsmöglichkeit nehmen können. Finden sich in einem Gebiet viele Gewässer, die dem gleichen Typ fortgeschrittener Verlandungsstadien angehören, so können durch gründliche Entlandung einiger dieser Gewässer den Pionierarten neue Besiedlungschancen geboten werden. Sollen solche Tümpel entlandet werden, in denen sich für das Gebiet seltenen Arten oder Vegetationseinheiten finden, so ist bei der Entlandung schonend vorzugehen und zu versuchen, zumindest einen Teil der Bestände zu erhalten, damit diese sich wieder regenerieren können.
Stehen bei einer Neuanlage weitere Mittel oder Möglichkeiten zur langfristigen Pflege nicht in Aussicht, so ist es von Vorteil, das neue Gewässer tief und mit einigen steilen Uferabschnitten anzulegen, wodurch die Verlandungsgeschwindigkeit herabgesetzt wird und das Gewässer länger erhalten bleibt.

Vor der Schaffung neuer Kleingewässer bedarf es weiterer Untersuchungen über die Flächen, auf denen die Anlagen geplant sind. Dabei ist besonders auf die Bodenverhältnisse zu achtet, damit eine Wasserversorgung des zukünftigen Gewässers gewährleistet ist.

Zwingend sollte auch die Inventarisierung der Vegetation auf diesen Flächen vorgeschrieben werden, damit nicht andere, möglicherweise bedrohte Lebensräume durch die Anlage eines Tümpels zerstört werden. Beispiele dafür finden sich unter anderem in nährstoffarmen Feuchtwiesen, an Quellhängen oder in Quelltöpfen.

- Zum Nährstoffeintrag

Die Untersuchungen haben ergeben, daß von allen Verlandungsstadien vor allem nährstoffarme Ausbildungen fehlen. Deswegen ist es in vielen Fällen unbedingt notwendig, Nährstoffeinträge soweit wie möglich zu verhindern. In Ackerflächen sollte um die Gewässer eine Pufferzone eingerichtet werden, die je nach Geländemorphologie verschieden abgegrenzt sein kann, dabei jedoch eine Mindestbreite von etwa fünf Metern besitzen muß. In dieser Zone hat jede Düngung und jeder Herbizdeinsatz zu unterbleiben, doch wäre sie zumindest an kleinen Gewässern gelegentlich zu bewirtschaften (beispielsweise zu mähen). Dadurch soll eine vollständige Verbuschung verhindert werden, mit der weitere Nährstoffeinträge über das Laub verbunden sein könnten.

Werden Gebüsche oder Bäume am Ufer als landschaftsprägende Strukturelemente gewünscht, so sollten sie überwiegend am Nord- und Ostufer gepflanzt oder geduldet werden. Da Nährstoffanreicherung beziehungsweise Sapropelbildung durch allochtonen Laubeintrag recht beachtlich sein können, sollte jedoch zumindest an noch relativ nährstoffarmen sowie an sehr kleinen Gewässern auf jegliche Gehölzanpflanzung verzichtet und spontane Gehölzansiedlungen entfernt werden.

Aus den umliegenden Flächen sollten keine zuleitenden Drains in Neuanlagen gelegt werden, da über diese insbesondere bei Gülledüngung regelmäßig große Nährstoffmengen in die Gewässer gelangen können. Auf den Einzugsflächen von Drainkuhlen ist die Düngung auf ein absolut notwendiges Minimum zu reduzieren.

- Zur Anpflanzung

Für einige Arten, deren Ausbreitungsfähigkeit stark eingeschränkt ist, bleibt abzuwägen, ob sie innerhalb ihrer natürlichen Wuchsgebiete im Rahmen von Pflegemaßnahmen angepflanzt werden sollten. Hier sind vor allem Stratiotes aloides und Phragmites australis zu nennen. Dabei ist zu beachten, daß die Krebsschere ihren Wuchsort durch rasche Auflandung selbst vernichtet. Kleingewässer, an deren Ufer das Schilfrohr ausgebracht wird, sollten in der Mitte mindestens 1,5 m tief sein, da sie sonst schnell zuwachsen werden. Zudem kann das Schilf in ungestörten Gewässern und unter günstigen Nährstoffbedingungen andere Vegetationseinheiten der Uferzonen rasch verdrängen. Arten mit hoher Ausbreitungskraft wie beispielsweise Typha latifolia oder Potamogeton natans sollten grundsätzlich nicht gepflanzt oder eingebracht werden.

- Zur Ausgestaltung

An einem Teil der Gewässer ist die Anlage von Stein- und Altholzhaufen wünschenswert, da diese Strukturen die Habitatvielfalt erhöhen und dadurch weiteren Organismen Lebensraum bieten. Steinhaufen werden von Amphibienarten als Winterhabitate angenommen. Altholzhaufen, die in der Landschaft häufig aus angeblich ästhetischen Gründen entfernt werden, bieten unter anderem vielen Pilzarten Entwicklungsmöglichkeiten. Dagegen sollten vorhandene Gewässer keinesfalls auch nur teilweise verfüllt werden, sondern in ihrem vollen Umfang erhalten bleiben. Hausmüll, Bauschutt oder Stroh- und Schrotreste dürfen wie auch Herbizide oder leere Herbizidbehälter auf keinen Fall in die Gewässer gelangen.

- Zur Abzäunung

Trotz Trittbelastung und direktem Fäkalieneintrag sollten nicht alle Viehtränken abgezäunt werden. Hier ist eine differenzierte Betrachtung notwendig, die sich unter anderem auf die Bodenbeschaffenheit der Ufer stützt. Während in viele offenen Tränken auf der Geest durch hohen Viehbesatz bei stabilem Uferboden keine Makrophyten zu finden sind, kann ein freier Zugang zu Tränken mit lehmigen, mergeligen oder tonigen Ufern die Artenvielfalt deutlich erhöhen. Wie gezeigt werden konnte, bleiben einige Arten weitgehend auf trittbelastete Tränken beschränkt und werden nach Abzäunung der Ufer rasch verdrängt (vgl. Abb. 10). Für jede Tränke bleibt also zu untersuchen, wie sich die Trittbelastung auf das Gewässer auswirken würde. Nicht jede Tränke sollte aber in Richtung auf eine scheinbar optimale Vegetationsausprägung entwickelt und gepflegt werden. Auch in trüben, hypertrophierten Viehtränken finden sich spezialisierte Lebensgemeinschaften. Solche Gewässer sind beispielsweise bevorzugter Lebensraum einiger Syrphiden-Larven. Daraus folgt, daß in jedem Gebiet ein bestimmter Prozentsatz von Tränken, der von Naturraum zu Naturraum unterschiedlich hoch sein kann, grundsätzlich abgezäunt, ein anderer Teil für das Vieh frei zugänglich bleiben sollte. In der Geest wären vorwiegend abgezäunte, in den Mergelgebieten vorwiegend offenen Tränken wünschenswert.

Eine Teilabzäunung relativ kleiner Gewässer wirkt sich in mehrfacher Hinsicht ungünstig aus. Zwar wird nur ein Teil des Ufers von der Trittbelastung betroffen, dafür wird dieser Teil aber durch die höhere Belastung so stark geschädigt, daß selbst Therophyten keine Entwicklungsmöglichkeiten mehr finden. Gleichzeitig ist die weitere Eutrophierung des Gewässers kaum herabgesetzt, da der Fäkalieneintrag nicht mengenmäßig beschränkt wird, sondern nur an einer Stelle konzentriert in das Gewässer gelangt und die Produktion von Phytomasse in den vor Tritt geschützten Teilen der Tränke fördert.

Einige Schlußbemerkungen:

- Zur Naturraumbezogenheit

  Bei der Anlage und Ausgestaltung eines Gewässers sollte unbedingt Rücksicht auf das naturräumliche Potential genommen werden. Nicht alle Kleingewässer-Typen sind auch in allen Naturräumen anzutreffen. Künstlich gestaltete Typen können mit ihren Vegetationskomplexen den landschaftlichen Charakter solcher Gebiete verfälschen, in denen sie nicht schon vor Jahrzehnten im Zuge der landwirtschaftlichen Nutzung entstanden sind. So finden sich keine Mergel- und Drainkuhlen in der Vorgeest oder der Marsch. In primär nährstoffarmen Gebieten sollten keine Kleingewässer-Typen geschaffen werden, die sich durch eutraphente Röhrichte auszeichnen. Auch sollte beispielsweise in Sanderflächen keine Ablagerung von Lesesteinen am Tümpelrand geplant werden, da diese Gebiet von Natur aus "steinarm" sind. Falsche Erwartungen werden oft auch in solche Gewässer gesteckt, die mit Torfmaterial ausgekleidet werden: Statt der erwarteten nährstoffarmen Verhältnisse mit gefährdeten Vegetationseinheiten fördern hohe Mineralisationsraten im Torf vielfach die Entwicklung eutraphenter Röhrichte und Staudenfluren. Eine naturraumbezogene Analyse der Verbreitung einzelner Kleingewässer-Typen und Strukturelemente am Gewässerrand steht bisher noch aus. Die Verbreitungsangaben in den Kapiteln 7. und 9. können hierfür nur grobe Hinweise liefern. Bessere Daten sind aus den Inventarisierungen einzelner Gebiete zu erwarten; hier bedarf es jedoch noch umfassender Untersuchungen.

- Zur Gewässerdichte

  Da es sich bei den Kleingewässern in der Regel um streng isolierte Lebensräume handelt, die gegenüber den umliegenden Flächen völlig andere Standortqualitäten zeigen, erweisen sich große Entfernungen zwischen einzelnen Tümpeln oft als schwer zu überwindendes Hindernis bei der Ausbreitung von Tier- und Pflanzenarten. Demzufolge kommt einer relativ hohen Gewässerdichte große Bedeutung für die Nachhaltigkeit des Schutzes einzelner Arten sowie für die Besiedlung von Neuanlagen zu.

- Zum Ersatz älterer Gewässer durch Neuanlagen

  Jede Neuanlage beginnt mit einem vegetationslosen Stadium. Die einzelnen Arten stellen sich je nach ihrer Ausbreitungsfähigkeit mit unterschiedlicher Geschwindigkeit ein. Vieles bleibt dabei dem Zufall der Erstbesiedlung überlassen. Ein relativ artenreiches Gewässer, in dem ein gefestigtes Wirkungsgefüge zwischen den einzelnen Gliedern der Lebensgemeinschaft besteht, bedarf meist einer langen Entwicklungszeit. Deswegen sollten vorhandenen Gewässer unbedingt geschützt und nicht mit dem Argument vernichtet werden, daß dafür an anderer Stelle ein passender Ersatz geschaffen werden kann. Neuanlagen können mittelfristig keinen gleichwertigen Ersatz für die Vernichtung gewachsener Lebensräume bieten.

12. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen in Schleswig-Holstein. Eine Analyse der Entstehung der Gewässer sowie ihrer historischen wie aktuellen Nutzungen zeigt, daß ihre Existenz weitgehend anthropogen bedingt ist.

Es wird versucht, das Gefüge der wichtigsten Faktoren vorzustellen, die sich prägend auf die Vegetation auswirken. Neben dem zentralen Faktor Mensch kommen außer den aktuellen standörtlichen Bedingungen wie Nährstoffgehalt, Beschattung usw. vor allem dem Zufall bei der Erstbesiedlung und der Vegetationsgeschichte des Gewässers größere Bedeutung für die heutige Vegetationsausprägung zu.

An einigen Kleingewässern wurden physikalisch-chemische Dauermessungen durchgeführt, um die Aussagekraft von Einzelmessungen hinsichtlich ihres Wertes für eine Charakterisierung der hydrochemischen Verhältnisse zu überprüfen. Die Meßergebnisse belegen, daß Einzelmessungen oder kurze Meßperioden aufgrund großer Schwankungen der untersuchten Parameter innerhalb kurzer Zeiträume kaum hinreichend für die Charakterisierung der Kleingewässer sein können.

Bei dem Versuch, die Pflanzengesellschaften der Kleingewässer zu erfassen, ergeben sich Probleme, die insbesondere durch die Artenarmut vieler Bestände sowie durch räumliche und zeitliche Komplexbildungen hervorgerufen werden. Hier bieten das Konzept der Basalgesellschaften sowie eine konsequente Trennung der Vegetationskomplexe in Überlagerungen und Durchdringungen praktikable Lösungsansätze.

Die Vegetation der Kleingewässer konnte 96 Vegetationseinheiten zugeordnet werden, von denen einige in mehreren Ausbildungen auftreten. Bei der Beschreibung dieser Einheiten finden Standortansprüche sowie die Entwicklungs- und Ausbreitungsbiologie kennzeichnender Arten besondere Berücksichtigung, da sie zum besseren Verständnis der Vegetationsverhältnisse beitragen. Syndynamische Entwicklungen und Indikatorwerte werden auf höherer soziologischer Rangstufe diskutiert. Dabei zeigte sich mehrfach, daß relativ konkurrenzschwache Arten und Vegetationseinheiten in Kleingewässern aufgrund der Isolation und der geringen Ausdehung auch unter solchen Standortbedingungen auftreten können, unter denen sie in größeren Lebensräumen durch vermehrte Konkurrenz verdrängt werden.

In einem weiteren Abschnitt werden die aus unterschiedlichen Einheiten zusammengesetzten Vegetetionskomplexe der Kleingewässer mit Hilfe synsoziologischer Arbeitsmethoden untersucht. Theoretische Überlegungen führen dazu, die Dominanz ausdauernder Gesellschaften innerhalb dieser Vegetationskomplexe als praktikables wie gleichwohl aussagekräftiges Kriterium für eine Kleingewässer-Typisierung einzusetzen. Dadurch können 36 Dominanzkomplexe unterschieden und zu 12 Kleingewässer-Typen zusammengefaßt werden. Einige von diesen Typen treten in mehreren Untertypen auf, die Unterschiede in den Nährstoff- oder Substratverhältnissen der Gewässer widerspiegeln.

Die Kleingewässer-Typen stellen Sukzessionsstufen dar, die zu vier vorwiegend physiognomisch geprägten Verlandungsstadien zusammengefaßt werden. Aus der sukzessionsbedingten Abfolge unterschiedlicher Kleingewässer-Typen resultieren Verlandungsreihen, deren Zusammensetzungen bestimmte Nutzungen charakterisieren können.

Aufbauend auf die Ergebnisse der Bearbeitung wird ein Schutzkonzept entworfen, dessen Ziel es ist, in jedem Gebiet alle naturraumbezogenen Kleingewässer-Typen und Verlandungsstadien in ausreichender Anzahl zu erhalten oder einzurichten. Anschließend werden einige Richtlinien für das Kleingewässer-Management vorgestellt.

Literaturverzeichnis

ABROMEIT, U. - 1974 - Limnologische Untersuchungen am Bültsee unter besonderer Berücksichtigung der Ufervegetation.- Zulassungsarb. Univ. Kiel, Polykopie, 109 S.

AKADEMIE FUR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (Hrsg.) - 1960 - Planungsatlas Schleswig-Holstein.- Deutscher Planungsatlas 3, 120 S., Bremen-Horn.

AKKERMANN, R. - 1984 - Kleingewässer für Lurche.- BSH-Merkblatt 8, 4 S., Wardenburg.

ALLORGE, P. - 1922 - Les associations végétales du Vexin Francais.- Rev. gen. Bot. 33/34, 336 S., Nemours.

ALTROCK, M. - 1987 - Vegetationskundliche Untersuchungen am Vollstedter See unter besonderer Berücksichtigung der Verlandungs-, Niedermoor- und Feuchtgrünland-Gesellschaften.- Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst./Hamb. 37, 128 S., Kiel.

ARNOLD, A. - 1983 - Zur Veränderung des pH-Wertes der Laichgewässer einheimischer Amphibien.- Arch. NatSch. LandschFo. 23(1), 35-40, Berlin.

BALATOVA-TULACKOVA, E. - 1963 - Zur Systematik der europäischen Phragmitetea.- Preslia 35, 118-122, Prag.

--,- 1965 - Die Sumpf- und Wiesenpflanzengesellschaften der Mineralböden südlich des Zábreh bei Hlucin.- Vegetatio 13(1), 1-51, Den Haag.

BAREAU, H. - 1982 - Contribution à l'étude phytosociologique des étangs de Dombes. Essai de synthèse des groupements aquatiques et subaquatiques au niveau Européen.- Thèse Doc. Ing. Univ. Paris-Sud, Polykopie, 98 + 76 S.

BARKMAN, J.J. - 1968 - Das synsystematische Problem der Mikrogesellschaften innerhalb der Biozönosen.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Pflanzensoziologische Systematik, 21-53, Den Haag.

--,-; H. DOING & S. SEGAL - 1964 - Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse.- Acta Bot. Neerl. 13, 349-419.

--,-; J. MORAVEC & S. RAUSCHERT - 1986 - Code der pflanzensoziologischen Nomenklatur.- Vegetatio 67(3), 145-195, Dordrecht.

BEGUIN, C.; J.-M. GEHU & O. HEGG - 1979 - La Symphytosociologie: Une approche nouvelle des paysages végétaux.- Doc. Phytosoc. N.S. 4, 49-68, Lille.

BLAZKOVA, D. - 1971 - Zu den phytozönologischen Problemen der Assoziation Caricetum gracilis ALMQUIST 1929.- Folia Geobot. Phytotax. 6, 43-80, Praha.

BODEUX, A. - 1955 - Alnetum glutinosae.- Mitt. flor.-soz. ArbGem. N.F. 5, 114-137, Stolzenau/Weser.

BOLBRINKER, P. - 1986 - Potamogeton trichoides CHAM. et SCHLDL. in Kleingewässern Mittelmecklenburgs.- Bot. Rundbr. Neubrandenburg 18, 43-47, Neubrandenburg-Waren.

BÖTTCHER, H. & G. JECKEL - 1972 - Zannichellia palustris in der Umgebung von Rinteln (Weser).- Natur u. Heimat 32 (2), 46-49, Münster.

BRAUN-BLANQUET, J. - 1921 - Prinzipien einer Systematik der Pflanzengesellschaften auf floristischer Grundlage.- Jb. St. Gall. Naturw. Ges. 57(2), 305-351, St. Gallen.

--,- 1925 - Zur Wertung der Gesellschaftstreue in der Pflanzensoziologie.- VierteljSchr. naturfo. Ges. Zürich 70, 122-149, Zürich.
--,- 1928 - Pflanzensoziologie.- 1. Aufl., 330 S., Berlin.
--,- 1964 - Pflanzensoziologie.- 3. Aufl., 865 S., Wien.
BURCKHARDT, H. & H.L. BURGSDORF - 1966 - Flora des Altrheines (bei Xanten) und seiner Umgebung. II. Teil: Pflanzengesellschaften des Xantener Altrheines.- Gewässer u. Abwässer 43, 7-47, Düsseldorf.
BURRICHTER, E. - 1969 - Das Zwillbrocker Venn, Westmünsterland, in moor- und vegetationskundlicher Sicht.- Abh. Landesmus. NatKde. Münster 31(1), 60 S., Münster.

CARSTENSEN, U. - 1954 - Die Wasserpflanzengesellschaften der Kleingewässer Schleswig-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung des Potamion-Verbandes.- Diss. Univ. Kiel, Polykopie, 114 S.
--,- 1955 - Laichkrautgesellschaften an Kleingewässern Schleswig-Holsteins.- Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst. 27(2), 144-170, Kiel.

CASPER, S.J. & H.-D. KRAUSCH - 1980 - Pteridophyta und Anthophyta. Teil 1: Lycopodiaceae bis Orchidaceae.- in: PASCHER, A. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 23, 1-403, Jena.
--,- & --,- 1981 - Pteridophyta und Anthophyta. Teil 2: Saururaceae bis Asteraceae.- in PASCHER, A. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 24, 404-943, Jena.
CERNOHOUS, F. & S. HUSAK - 1986 - Macrophyte Vegetation of Eastern and Northeastern Bohemia.- Folia Geobot. Phytotax. 21(2), 113-161, Praha.
CHMELAR, J. & W. MEUSEL - 1986 - Die Weiden Europas.- 3. Aufl., 144 S., Wittenberg Lutherstadt.
CHRISTENSEN, E. - 1972 - Die Vegetation der Mergelkuhlen Fehmarns.- Prüfungsarb. Univ. Kiel, Polykopie, 154 S.

CLAUSNITZER, H.-J. - 1985 - Die Auswirkung sommerlicher Austrocknung auf Flora und Fauna eines Teiches.- Natur u. Landschaft 60(11), 448-451, Köln.
COOK, C.D.K. - 1966 - A monographic study of Ranunculus Subgenus Batrachium (DC.) A.GRAY.- Mitt. Bot. Münch. 6, 47-237, München.
CORDES, H. & H. KUHBIER - 1981 - Neue Fundorte der Schwimmlebermoos-Gesellschaft Ricciocarpetum natantis R. Tx. 1972 in Nordwestdeutschland.- Gött. Flor. Rundbr. 14(4), 83-89, Göttingen.

DANGIEN, B. & J.-M. DECORNET - 1977 - Apercu phytosociologique des groupements aquatiques et semi-aquatiques des mardelles du Bassigny.- Doc. Phytosoc. N.S. 1, 51-70, Lille.
DERSCH, G. - 1986 - Zur Verbreitung der Callitriche-Arten (Wassersterne) in Niedersachsen.- Gött. Flor. Rundbr. 20(2), 79-100, Göttingen.

DETHIOUX, M. - 1983 - Les reliques du Phragmition en Belgique.- Coll. Phytosoc. 10, 351-368, Vaduz.
DEUTSCHER WETTERDIENST - 1967 - Klima-Atlas von Schleswig-Holstein, Hamburg und Bremen.- 435 S. + 63 Karten + 11 Diagrammtafeln, Offenbach am Main.
DIEKJOBST, H. & H. ANT - 1967 - Die Pioniergesellschaften der Schlammflächen trockengefallener Talsperrsohlen.- Decheniana 118(2), 139-144, Bonn.

--,- & --,- 1970 - Die Schlammbodenvegetation am Möhnsee in den Jahren 1964 und 1969.- Dortmunder Beitr. Landeskde. naturw. Mitt. 4, 3-27, Dortmund.
DIERKING-WESTPHAL, U. & A. RÜGER - 1982 - Zur Situation der Amphibien und Reptilien in Schleswig-Holstein.- in: LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.): Beiträge zu Naturschutz und Landschaftspflege 1979-1983, 135-138, Kiel.

DIERSCHKE, H. - 1974 - Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortgefälle an Waldrändern.- Scripta Geobot. 6, 246 S., Göttingen.
--,- 1981 - Zur syntaxonomischen Bewertung schwach gekennzeichneter Pflanzengesellschaften.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Syntaxonomie, 109-122, Vaduz.
--,-; A. OTTE & H. NORDMANN - 1983 - Die Ufervegetation der Fließgewässer des Westharzes und seines Vorlandes.- NatSch. LandschPfl. Nieders. Beih. 4, 83 S., Hannover.
--,- & R. TÜXEN - 1975 - Die Vegetation des Langholter- und Rhauder Meeres und seiner Randgebiete.- Mitt. flor.-soz. ArbGem. N.F. 18, 152-202, Todenmann.
DIERSSEN, K. - 1973 - Die Vegetation des Gildehauser Venns.- Beih. Ber. Naturhist. Ges. Hannover 8, 6-120 + 42 Tab., Hannover.
--,- 1975 - Littorelletea uniflorae Br.-Bl. et Tx 1943.- Prodrom. Europ. Pflanzengesellschaften 2, 149 S., Vaduz.
--,- 1979 - A classification of community complexes in mires by phytosociological methods.- Proc. Int. Symp. Classification of Peat and Peatlands, Hyytiälä, Finnland, 33-41.
--,- 1982 - Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas.- 382 + 32 S., Geneve.
--,- 1983 - Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins.- SchrR. Landesamt NatSch. LandschPfl. Schlesw.-Holst. 6, 159 S., Kiel.
--,- 1987 - Bewahrender und gestaltender Naturschutz - Reflexionen über Gefahren, Grenzen, Möglichkeiten.- in: LANDESNATURSCHUTZVERBAND SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.): Grüne Mappe 1987: 20-24, Neumünster.
--,- (in prep.): Bestimmungsschlüssel norddeutscher Torfmoose.-
--,- & B. DIERSSEN (1980): The distribution of communities and community complexes of oligotrophic mire sites in Western Scandinavia.- Coll. Phytosoc. 7, 95-119, Lille.
--,-; U. MIERWALD & J. SCHRAUTZER (1985): Hemerobiestufen bei Niedermoorgesellschaften.- Tuexenia 5, 317-329, Göttingen.
--,- et al. (in prep.): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins.- 2. Aufl.

DONSELAAR, J. VAN; L.G. KOP & VOO, E.E. VAN DER - 1961 - On the vegetation of former river beds in the Netherlands.- Wentia 5, 1-85, Amsterdam.
DONSELAAR-TEN BOKKEL HUININK, W.A.E. VAN - 1961 - An ecological study of the vegetation in three former river beds.- Wentia 5, 112-162, Amsterdam.
DREWS, R. - 1986 - Kleingewässerkunde.- 141 S., Heidelberg.
DÜLL, R. - 1985 - Exkursionstaschenbuch der Moose.- 273 S., Rheurdt.
DUMONT. J.-M. - 1983 - Les végétations aquatiques et ripicoles des étangs de la moyenne Ardenne centrale et méridionale (Ardenne belge).- Coll. Phytosoc. 10, 183-211, Vaduz.
DÜRING, K. - 1934 - Das Sollproblem auf Fehmarn.- Heimat 44(6), 169-175, Neumünster.

ELLENBERG, H. - 1982 - Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht.- 3. Aufl., 989 S., Stuttgart.
ELSTER, H.J. - 1958 - Das limnologische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick.- Verh. int. Ver. Limnol. 13: 101-120.

FELZINES, J.-C. - 1982 - Contribution à L'étude symphytosociologique des groupements végétaux des étangs du Centre de la France.- in: SYMOENS, J.J. et al. (editors): Studies on Aquatic Vascular Plants, 284-289, Brussels.
--,- 1983 - Structure des groupements et complexité de la végétation aquatique et amphibie: observations sur les peuplements des étangs du Centre de la France.- Coll. Phytosoc. 10, 1-13, Vaduz.
FISCHER, C. - 1984 - Libellen Schleswig-Holsteins.- Mitt. Zool. Mus. Univ. Kiel, Suppl. 2, 44 S., Kiel.
FLAHAULT, CH. & C. SCHRÖTER (Hrsg.) - 1910 - Phytogeographische Nomenklatur.- 28 + 10 S., Zürich.
FOERSTER, E. - 1981 - Artenverbindungen des nassen Weidegrünlandes in Nordrhein-Westfalen.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Syntaxonomie, 363-373, Vaduz.
--,- 1982 - Schlüssel zum Bestimmen von dreizeilig beblätterten Riedgräsern des Nordwestdeutschen Flachlandes nach vorwiegend vegetativen Merkmalen.- Gött. Flor. Rundbr. 16(1/2), 3-21, Göttingen.
FRAHM, J.-P. & W. FREY - 1983 - Moosflora.- 522 S., Stuttgart.
FRANKE, TH. - 1987 - Pflanzengesellschatfen der fränkischen Teichlandschaft.- Ber. Naturf. Ges. Bbg. 61(2), 192 S., Bamberg.
FREITAG, H.; C. MARKUS & I. SCHWIPPL - 1958 - Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften im Magdeburger Urstromtal südlich des Fläming (Elbe-Elster-Gebiet um Torgau und Herzberg).- Wiss. Z. Päd. Hochsch. Potsdam, math.-nat. 4(1), 65-92, Potsdam.
FRIEDRICH, G. - 1975 - Studien zur Entwicklung der spontanen Vegetation anthropogener Gewässer im Rekultivierungsgebiet des rheinischen Braunkohlentagebaues.- Bot. Jb. Systematik 96, 71-83, Stuttgart.
FRUWIRTH, C. - 1921 - Die Ackerbaulehre.- 13. + 14. Aufl., 372 S., Berlin.
FUKAREK, F. - 1964 - Pflanzensoziologie.- 160 S., Berlin.

GEHU, J.-M. - 1961 - Les groupements végétaux du Bassin de la Sambre Francaise.- Vegetatio 10, 69-148 + 161-208 + 257-372, Den Haag.
--,- 1977 - Le concept de Sigmassociation et son application à l'étude du paysage végétal des falaises atlantique francaises.- Vegetatio 34(2), 117-125, The Hague.
--,- & J. - 1978 - Approche symphytosociologique des agrocoenoses du Nord de la France.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 303-307, Vaduz.
--,- & J.-L. MERIAUX - 1983 - Distribution et synécologie des renoncules du sous-genre Batrachium dans le Nord de la France.- Coll. Phytosoc. 10, 15-43, Vaduz.
GESSNER, F. - 1959 - Hydrobotanik. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung im Wasser. II. Stoffhaushalt.- 701 S., Berlin.
GILS, H.V. & P. HUITS - 1978 - Auf zwei Wegen zum Assoziationskomplex.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 13-24, Vaduz.
GLOWINSKI, R. - 1984 - Bodenkundliche und hydrochemische Untersuchungen in Ruppia- und Characeen-Beständen auf Fehmarn.- Diplomarb. Univ. Kiel, Polykopie, 100 S.
GÖRS, S. - 1969 - Die Vegetation des Landschaftsschutzgebietes Kreuzweiher im württembergischen Allgäu.- Veröff. Landesst. NatSch. LandschPfl. Bad.-Württ. 37, 7-61, Ludwigsburg.
--,- 1977 - Potamogetonion Koch 26 em. Oberd. 57.- in: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I.- 2. Aufl., 99-118, Stuttgart.
GROENHART, M.C. - 1980 - The epharmony in the Stratiotetum.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Epharmonie, 73-86, Vaduz.
GRÖNTVED, J. - 1954 - Typhaceernes og Sparganiaceernes Udbredelse i Danmark.- Bot. Tidskr. 50(3), 210-238, Kobenhavn.
GROSSE-BRAUCKMANN, G. - 1961 - Zur Terminologie organogener Sedimente.- Geol. Jb. 79, 117-144, Hannover.
GROSSER, K.-H. - 1965 - Vegetationskomplexe und Komplexgesellschaften in Mooren und Sümpfen.- Feddes Repert., Beih. 142, 208-216, Berlin.
GUERLESQUIN, M. & J.-L. MERIAUX - 1983 - Characées et végétations associées des milieux aquatiques du nord de la France.- Coll. Phytosoc. 10, 415-444, Vaduz.
GUINOCHET, M. - 1973 - Phytosociologie.- 227 S., Paris.
--,- & R. DE VILMORIN - 1979-1984 - Flore de France. Tom. 1-5.- 1879 S., Paris.
GULSKI, M. - 1985 - Landschaftsökologische Untersuchungen im Hellbachtal (Kreis Herzogtum Lauenburg).- Mitt. ArbGem. Geobot. Schlesw.-Holst./Hamb. 35, 109 S., Kiel.

HARD, G. & G. OTTO - 1985 - Die vegetationsgeographische Gliederung einer Stadt.- Erdk. 39, 296-306, Bonn.
HÄRDTLE, W. - 1984 - Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste.- Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst./Hamb. 34, 142 S., Kiel.
HARTOG, C. DEN - 1964 - Over de oecologie van bloeiende Lemna trisulca.- Gorteria 2(6), 68-72, Leiden.

--,- 1983 - Synecological classification of aquatic plant communities.- Coll. Phytosoc. 10, 171-182, Vaduz.
--,- & S. SEGAL - 1964 - A new classification of water-plant communities.- Acta Bot. Neerl. 13, 367-393.
HEGI, G. - 1975 - Umbelliferae.- in: HEGI, G. (Hrsg.) Illustrierte Flora von Mitteleuropa.- Bd. 5(2), 2. Aufl. (Reprint), 926-1537, Berin.
HEJNY, S. - 1957 - Ein Beitrag zur ökologischen Gliederung der Makrophytenvegetation der tschechoslowakischen Niederungsgewässer.- Preslia 29, 349-368, Praha.
--,- 1960 - Ökologische Charakteristik der Wasser- und Sumpfpflanzen in den slowakischen Tiefebenen (Donau- und Theissgebiet).- 487 S., Bratislava.
--,- 1962 - Über die Bedeutung der Schwankungen des Wasserspiegels für die Charakteristik der Makrophytengesellschaften in den mitteleuropäischen Gewässern.- Preslia 34, 359-367, Praha.
--,-; J. KVET & DYKYJOVA - 1981 - Survey of Biomass and Net Production of Higher Plant Communities in Fishponds.- Folia Geobot. Phytotax. 16, 73-94, Praha.
HERR, W. - 1985 - Elodea nutallii (Planch.) St.John in schleswig-holsteinischen Fließgewässern.- Kieler Notiz. 17(1), 1-8, Kiel.
HILBIG, W. - 1971a - Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. I. Die Wasserpflanzengesellschaften.- Hercynia N.F. 8(1), 4-33, Leipzig.
--,- 1971b - Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. II. Die Röhrichtgesellschaften.- ibid. 8(4), 256-285, Leipzig.
HÜBSCHMANN, A. VON - 1957 - Zur Systematik der Wassermoosgesellschaften.- Mitt. flor.-soz. ArbGem. N.F. 6/7, 147-151, Stolzenau.
--,- 1986 - Prodromus der Moosgesellschaften Zentraleuropas.- Bryophytorum Bibliotheca 32, 413 S., Berlin.
HUECK, K. - 1931 - Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karte des Endmoränengebiets von Chorin (Uckermark).- Beitr. Naturdenkmalpfl. 14(2), 105-214, Neudamm.
HÜLBUSCH, K.-H. - 1978 - Kartierung der Vegetation in Siedlungsgebieten.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 321-327, Vaduz.
--,-; H. BÄUERLE; F. HESSE & D. KIENAST - 1979 - Freiraum- und landschaftsplanerische Analyse des Stadtgebietes von Schleswig.- Urbs et regio 11, 216 S., Kassel.
HÜTTER, L.A. - 1984 - Wasser und Wasseruntersuchung.- Laborbücher Chemie, 2. Aufl., 344 S., Frankfurt a. M.

ILLIG, H. - 1975 - Zur Vegetation der Dorfteiche in der nordwestlichen Niederlausitz.- Gleditschia 3, 163-170, Berlin.

JAHN, G. - 1978 - Bemerkungen.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 529-531, Vaduz.
JAHN, W. - 1971 - Ökologische Untersuchungen an Tümpeln unter besonderer Berücksichtigung der Folgen von Wasserverschmutzung durch Öle.- Diss. Univ. Kiel, Polykopie, 94 S.

JANKE, V. & W. JANKE - 1970 - Zur Entstehung und Verbreitung der Kleingewässer im nordostmecklenburgischen Grundmoränenbereich.- Arch. NatSch. LandschFo. 10(1), 3-18, Berlin.
JENSEN, N. - 1952 - Die Moosflora von Schleswig-Holstein.- Mitt. ArbGem. Flor. Schlesw.-Holst./Hamb. 4, 240 S., Kiel.
JERMY, A.C.; A.O. CHATER & R.W. DAVID - 1982 - Sedges of the British Isles.- B.S.B.I. Handb. 1, 268 S., London.
JESCHKE, L. - 1963 - Die Wasser- und Sumpfvegetation im Naturschutzgebiet "Ostufer der Müritz".- Limnol. 1, 475-545, Berlin.
--,- & K. MÜTHER - 1978 - Die Pflanzengesellschaften der Rheinsberger Seen.- ibid. 11(2), 307-353, Berlin.
JOENJE, W. - 1978 - Migration and colonization by vascular plants in a new polder.- Vegetatio 38(2), 95-102, Den Haag.
JUNGE, F. - 1985 - Der Dorfteich als Lebensgemeinschaft.- Reprint der Ausgabe von 1907, 90 + 291 S., St. Peter-Ording.

KARPATI, I. & V. - 1980 - Die Rolle der Wasser-Makrophytencoenosen in der Autoregulation der Ökosysteme.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Epharmonie, 87-94, Vaduz.
KEDDY, A. - 1976 - Lakes as islands: the distribution ecology of the aquatic plants Lemna minor L. and Lemna trisulca L.- Ecology 57, 353-359, Brooklyn.
KELLERHOFF, J. - 1984 - Flurbereinigung - Anspruch und Wirklichkeit.- Naturdok. 1, 64 S., Saerbeck.
KIENAST, D. - 1978 - Kartierung der realen Vegetation des Siedlungsgebietes der Stadt Schleswig mit Hilfe von Sigma-Gesellschaften.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 329-362, Vaduz.
--,- 1980 - Sigma-Gesellschaften der Stadt Kassel.- Phytocoenologia 7, 65-72, Stuttgart.
KLAFS, G.; L. JESCHKE & H. SCHMIDT - 1973 - Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR.- Arch. NatSch. LandschFo. 13(4), 287-302, Berlin.
KLÖTZLI, F. - 1969 - Zur Ökologie nordschweizerischer Bruchwälder.- Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 39, 56-123, Zürich.
KLUGE, F. - 1975 - Etymologisches Wörterbuch der deutschen Sprache.- 915 S., Berlin.
KNAPP, R. - 1975 - Zur Methodik der Untersuchung von Gesellschaftskomplexen mit Beispielen aus Hessen und Afrika.- Phytocoenologia 2(3/4), 401-416, Stuttgart.
--,- & A.L. STOFFERS - 1962 - Über die Vegetation von Gewässern und Ufern im mittleren Hessen und Untersuchungen über den Einfluß von Pflanzen auf Sauerstoffgehalt, Wasserstoff-Ionenkonzentration und die Lebensmöglichkeit anderer Gewächse.- Ber. oberh. Ges. Natur-Heilkde. N.F., naturw. Abt. 32, 90-141, Giessen.
KOCH, W. - 1926 - Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse in der Nordostschweiz.- Jb. St. Gallen Naturw. Ges. 61, 144 S., St. Gallen.
KÖCK, U.-V. - 1983 - Zur Vegetation der stehenden Gewässer der Dübener Heide.- Hercynia 20(2), 148-177, Leipzig.

KÖLBEL A. - 1986 - Vegetationskundliche Untersuchungen am Hansdorfer See (Kreis Rendsburg-Eckernförde).- Diplomarb. Univ. Kiel, Polykopie, 95 S.

KOPECKY, K. - 1965 - Allgemeine Charakteristik der Pflanzengesellschaften des Phalaridion arundinaceae-Verbandes.- Preslia 37(1), 53-78, Praha.

--,- 1966 - Ökologische Hauptunterschiede zwischen Röhrichtgesellschaften fließender und stehender Binnengewässer Mitteleuropas.- Folia Geobot. Phytotax. 3(1), 193-242, Praha.

--,- 1967 - Einfluß langdauender Überflutungen auf die Stoffproduktion von Glanzgraswiesen.- ibid. 4(2), 347-382, Praha.

--,- & S. HEJNY - 1973 - Neue syntaxonomische Auffassung der Gesellschaften ein- bis zweijähriger Pflanzen der Galio-Urticetea in Böhmen.- ibid. 8(1), 49-66, Praha.

--,- & --,- 1974 - A new approach to the classification of anthropogenic plant communities.- Vegetatio 29(1), 17-21, The Hague.

--,- & --,- 1978 - Die Anwendung einer "deduktiven Methode syntaxonomischer Klassifikation" bei der Bearbeitung der strassenbegleitenden Pflanzengesellschaften Nordostböhmens.- ibid. 36(1), 43-51, Dordrecht.

KORNECK, D. - 1984 - Anmerkungen und Anregungen zur Abfassung von vegetationskundlichen Veröffentlichungen.- Tuexenia 4, 327-346, Göttingen.

KRATOCHWIL, A. - 1987 - Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischem Raster - Methoden, Probleme und Beispiele biozönologischer Forschung.- Tuexenia 7, 13-51, Göttingen.

KRAUSCH, H.-D. - 1964a - Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes. I. Die Gesellschaften des offenen Wassers.- Limnol. 2 (2): 145-203, Berlin.

--,- 1964b - Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes. II. Röhrichte und Großseggengesellschaften, Phragmitetea Tx. & Prsg. 1942.- ibid. 2(4), 423-482, Berlin.

KRAUSE, A. - 1985 - Ufergehölzpflanzungen an Gräben, Bächen und Flüssen im Flachland.- SchrR. f. VegKde. 17, 74 S., Bonn-Bad Godesberg.

KRAUSE, W. - 1978 - Gezielte Bodenentblößungen und Anlagen frischer Wasserflächen als Mittel der Bestandserneuerung in Naturschutzgebieten.- Beih. Veröff. NatSch. LandschPfl. Bad.-Württ. 11, 247-250, Karlsruhe.

--,- 1980 - Zur Gesellschaftsbildung der Characeen in der Oberrheinebene.- Phytocoenologia 7, 305-317, Stuttgart.

--,- 1981a - Die Sigma-Assoziation als Kriterium der Abgrenzung von Characeen-Gesellschaften.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Syntaxonomie, 149-167, Vaduz.

--,- 1981b - Characeen als Bioindikatoren für den Gewässerzustand.- Limnol. 13(2), 399-418, Berlin.

--,- & G. LANG - 1977 - Charetea fragilis (Fukarek 1961 n.n.) Krausch 1964.- in: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I.- 2. Aufl., 78-88, Stuttgart.

KREUZER, R. - 1940 - Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern.- Arch. Hydrob., Suppl. 10, 359-572, Stuttgart.

KUHLHORN, F. - 1965 - Vorschlag zur Vereinheitlichung der Klassifizierung von Klein- und Kleinstgewässern im Hinblick auf die Stechmückenforschung.- Gewässer u. Abwässer 39/40, 118-124, Düsseldorf.

LACKNER, S. - o.J. - Zur Ökologie des Caricetum rostratae.- Hausarb. Univ. Wien, Polykopie, 86 S.
LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) - 1984 - Kleingewässer - Hinweise zur Gestaltung eines wertvollen Lebensraumes.- Merkblatt 9, 6 S., Kiel.
LANDOLT, E. - 1986 - The family of Lemnaceae - a monographic study. Vol. 1.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 71, 566 S., Zürich.
--,- & R. KANDELER - 1987 - The family of Lemnaceae - a monographic study. Vol. 2.- ibid. 95, 638 S., Zürich.
LANGE, L. DE - 1972 - An Ecological Study of Ditch Vegetation in the Netherlands.- Proefschrift Univ. Amsterdam, Polykopie, 112 S.
LAZENBY, A. - 1955 - Germination and establishment of Juncus effusus L. Part I.- J. Ecol. 43, 103-119, Cambridge.
LEISTER, I. - 1953 - Der Einfluß der Drainage auf das Landschaftsbild im Osten Schleswig-Holsteins.- Schr. Geogr. Inst. Univ. Kiel, Sonderbd. Festschrift O. SCHMIEDER, 180-185, Kiel.
LHOTSKA, M. - 1968 - Die Gattung Bidens L. in der Tschechoslowakei.- Folia Geobot. Phytotax. 3, 65-98, Praha.
LIBBERT, W. - 1939 - Pflanzensoziologische Untersuchungen im mittleren Koch- und Jagstale.- Veröff. Württ. Landesst. NatSch. 15, 65-102, Stuttgart.
LINDNER, A. - 1978 - Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst (südliche Ostsee).- Limnol. 11(2), 229-305, Berlin.
LINDNER, M. & U. MIERWALD - 1985 - Vegetationskundliche Untersuchungen in den Naturschutzgebieten Kranichmoor und Schwarzberger Moor.- Kieler Notiz. 17(2), 49-86, Kiel.
LOOFT, K.-H. - 1968 - Die siedlungsgeographische Entwicklung zwischen Eider und Schwentine von der mittelalterlichen Kolonisation bis zur Verkoppelung unter besonderer Berücksichtigung der Wüstungen.- Diss. Univ. Kiel, Polykopie, 345 S.
LÜÖND, A. - 1983 - Das Wachstum von Wasserlinsen (Lemnaceae) in Abhängigkeit des Nährstoffangebots, insbesondere Phosphor und Stickstoff.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 80, 116 S., Zürich.

MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON - 1967 - The theory of island biogeography.- 203 S., Princeton.
MADER, H.-J. - 1981 - Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittsteine oder Refugien.- Natur u. Landschaft 56(7/8), 235-242, Köln.
MÄKIRINTA, U. - 1981 - Die Berücksichtigung der Synusien bei der Beschreibung der Wasservegetation mit der floristisch-soziologischen Methode.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Syntaxonomie, 169-179, Vaduz.

MARKGRAF, F. - 1981a - Potamogetonaceae.- in: HEGI, G. (Begr.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. 1(2), 3. Aufl., 214-246, Berlin.
MARKGRAF, F. - 1981b - Butomaceae.- ibid. 1(2), 3. Aufl., 172-175, Berlin.
MATUSZKIEWICZ, J.M. - 1979 - Landscape phytocomplexe and vegetation landscape, real and typological landscape units of vegetation.- Doc. Phytosoc. N.S. 4, 663-672, Lille.
MEISEL, K. - 1977 - Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsanprüche.- SchrR. VegKde. 11, 121 S., Bonn-Bad Godesberg.
MELZER, A. - 1976 - Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes Oberbayerischer Seen dargestellt im Rahmen limnologischer Untersuchungen an den Osterseen und den Eggstedt-Hemhofer Seen (Oberbayern).- Diss. Bot. 34, 195 S., Vaduz.
--,- 1980 - Ökophysiologische Aspekte der N-Erhährung submerser Wasserpflanzen.- Verh. Ges. Ökol. 8, 357-362, Göttingen.
--,- 1985 - Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren.- Naturwissenschaften 72, 456-460, Berlin.
--,-; W. HABER & A. KOHLER - 1977 - Floristisch-ökologische Charakterisierung und Gliederung der Osterseen (Oberbayern) mit Hilfe submerser Makrophyten.- Mit. flor.-soz. ArbGem. N.F. 19/20, 139-151, Todenmann.
MERIAUX, J.-L. - 1978 - Etude analytique et comperative de la végétation aquatique d'étangs et marais du Nord de la France (Vallée de la Sensée et Bassin houiller du Nord-Pas-de-Calais) - Aspects physionomiques, floristiques, systématiques, chorologiques et écologiques.- Doc. Phytosoc. N.S. 3, 1-244, Vaduz.
--,- 1983a - La classe Potametea dans le nord-ouest de la France.- Coll. Phytosoc. 10, 115-129, Vaduz.
--,- 1983b - Remarques sur la syntaxonomie de Potametea.- ibid. 10, 131-138, Vaduz.
--,- 1983c - La classe des Phragmitetea dans le nord-ouest de la France.- ibid. 10, 139-147, Vaduz.
--,- 1983d - Le Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931 et les végétations à Phalaris arundinacea L..- ibid. 10, 499-511, Vaduz.
--,- & J.-M. GEHU - 1978 - De l'analyse symphytosociologique des complexes de végétation à celle des végétations complexes. Exemple des groupements aquatiques et subaquatiques.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 97-116, Vaduz.
--,- & --,- 1980 - Reactions des groupements aquatiques et subaquatiques aux changements de l'environment.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Epharmonie, 121-142, Vaduz.
--,- & J.-R. WATTEZ - 1983 - Groupements végétaux aquatiques et subaquatiques de la vallée de la Somme.- Coll. Phytosoc. 10, 369-413, Vaduz.
MEYER, J. - 1959 - Beiträge zur Biologie und Bekämpfung der Flatterbinse Juncus effusus L.- Zeitschr. Acker- Pflanzenbau 111(3), 289-316, Berlin.

MIYAWAKI, A. - 1978 - Sigmassoziationen in Mittel- und Süd-Japan.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 241-265, Vaduz.
--,- 1980 - Versuch der Darstellung eines japanischen Landschaftssystems nach Sigmassoziationen am Beispiel des Sagami-Flussgebietes in der Kanto-Ebene, Mittel-Honshu.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Epharmonie, 399-408, Vaduz.
MIERWALD, U. - 1987 - Liste der Farn und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins.- Kieler Notiz. 19(1), 1-41, Kiel.
MILJAN, A. - 1933 - Vegetationsuntersuchungen an Naturwiesen und Seen im otepäischen Moränengebiet Estlands.- Acta Comentat. Tartensis A 25, 139 S., Tartu.
MÖLLER, H. - 1970 - Soziologisch-ökologische Untersuchungen an Erlenwäldern Holsteins.- Mitt. ArbGem. Flor. Schlesw.-Holst./Hamb. 19, 109 S., Kiel.
MOOR, M. - 1936 - Zur Soziologie der Isoetetalia.- Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz 20, 1 -148, Bern.
MORAVEC, J. - 1975 - Die Untereinheiten der Assoziation.- Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Dtl. 34, 225-232, Karlsruhe.
MÜLLER, TH. - 1970 - Mosaikkomplexe und Fragmentkomplexe.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Gesellschaftsmorphologie, 69-75, Den Haag.
--,- 1977 - Lemnetea R. Tx. 55 (Lemnetea minoris).- in: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I.- 2. Aufl., 67-77, Stuttgart.
--,- & S. GÖRS - 1960 - Pflanzengesellschaften stehender Gewässer in Baden-Württemberg.- Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Dtl. 19, 60-100, Karlsruhe.
MÜLLER-SCHNEIDER, P. - 1983 - Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 61, 3. Aufl., 226 S., Zürich.

NEUHÄUSL, R. - 1965 - Vegetation der Röhrichte und der sublitoralen Magnocariceten im Wittingauer Becken.- Vegetace CSSR A1, 15-177, Prag.
NEUMANN, A. - o.J. - Vorläufiger Bestimmungsschlüssel für Carex-Arten Nordwestdeutschlands im blütenlosen Zustande.- DJN, 35 S.
NEUMAYR, L. - 1971 - Moosgesellschaften der südöstlichen Frankenalb und des Vorderen Bayerischen Waldes.- Hoppea 29(1), 364 S., Regensburg.

OBERDORFER, E. - 1977 - Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I.- 2. Aufl., 311 S., Stuttgart.
--,- 1979 - Pflanzensoziologische Exkursionsflora.- 4. Aufl., 997 S., Stuttgart.
--,- 1980 - Neue Entwicklungen und Strömungen in der pflanzensoziologischen Systematik.- Mitt. flor.-soz. ArbGem. N.F. 22: 11-18, Göttingen.
--,- 1983 - Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III.- 2. Aufl., Stuttgart.

OHLENDORF, O. - 1907 - Beiträge zur Anatomie und Biologie der Früchte und Samen einheimischer Wasser- und Sumpfpflanzen.- Diss. Univ. Erlangen, 110 S., Osnabrück.
OMOTE, J. - 1983 - Vergleichende Untersuchungen über den Indikatorwert von Makrophytenbeständen, Phytoplanktonpopulationen und -aktivität sowie chemischen Analysebefunden für die Umweltbelastung an verschiedenen Typen stehender Gewässer.- Diss. Univ. Hannover, Polykopie, 297 S.
OSVALD, H. - 1923 - Die Vegetation des Hochmoores Komosse.- Sv. Växtsoc. Sällsk. Handl. 1, 434 S., Uppsala.

PARDEY A. - 1987 - Vegetationsentwicklung und Standortbedingungen an neugeschaffenen Teichen im Harz.- Diplomarb. Univ. Göttingen, Polykopie, 176 S.
PASSSARGE, H. - 1964 - Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I.- Pflanzensoziol. 13, 324 S., Jena.
--,- 1965 - Zur Frage der Probeflächenwahl bei Gesellschaftskomplexen im Bereich der Wasser- und Verlandungsvegetation.- Feddes Repert. Beih. 142, 203-208, Berlin.
--,- 1978a - Zur Syntaxonomie mitteleuropäischer Lemnetea-Gesellschaften.- Folia Geobot. Phytotax. 13, 1-16, Praha.
--,- 1978b - Übersicht über die mitteleuropäischen Gefäßpflanzengesellschaften.- Feddes Repert. 89, 133-195, Berlin.
--,- 1982 - Hydrophyten-Vegetationsaufnahmen.- Tuexenia 2, 13-21, Göttingen.
PEDROTTI, F. - 1979 - L'association Ricciocarpetum natantis (Segal 1963) Tüxen 1972 dans le marais de Colfiorito (Italie centrale).- Doc. Phytosoc. N.S. 4, 795-802, Lille.
PETERSEN, M. & H. ROHDE - 1977 - Sturmflut.- 148 S., Neumünster.
PFEIFFER, H. - 1941 - Floristisch-soziologische und vergleichend-ökologische Beobachtungen an der Wasserfedergesellschaft und verwandten Assoziationen.- Beih. bot. Centralbl. 61B, 124-136, Dresden.
--,- 1958 - Über das Zusammentreten von Pflanzengesellschaften in Komplexen.- Phyton 7(4), 288-295, Horn.
PHILIPPI, G. - 1969 - Laichkraut- und Wasserlinsengesellschaften des Oberrheingebietes zwischen Straßburg und Mannheim.- Veröff. Landesst. NatSch. LandschPfl. Bad.-Württ. 37, 102-172, Ludwigsburg.
--,- 1977a - Phragmitetea Tx. et Prsg. 42.- in: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I.- 2. Aufl., 119-165, Stuttgart.
--,- 1977b - Isoeto-Nanojuncetea Br.-Bl. et Tx. 43.- ibid: 166-181, Stuttgart.
--,- 1978 - Veränderungen der Wasser- und Uferflora im badischen Oberrheingebiet.- Beih. Veröff. NatSch. LandschPfl. Bad.-Württ. 11, 99-134, Karlsruhe.
--,- 1984 - Bidentetea-Gesellschaften aus dem südlichen und mittleren Oberrheingebiet.- Tuexenia 4, 49-79, Göttingen.

PIETSCH, W. - 1972 - Ausgewählte Beispiele für Indikatoreigenschaften höherer Wasserpflanzen.- Arch. NatSch. LandschFo. 12(2): 121-151, Berlin.
--,- 1973 - Beitrag zur Gliederung der europäischen Zwergbinsengesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea Br.-Bl. & Tx. 1943).- Vegetatio 28(5/6), 401-438, Dordrecht.
--,- 1977 - Beitrag zur Soziologie und Ökologie der europäischen Littorelletea- und Utricularietea-Gesellschaften.- Feddes Repert. 88(3), 141-245, Berlin.
--,- 1979 - Zur Bioindikation einiger Vertreter des atlantischen Florenelementes in der Altmark und der Lausitz.- Doc. Phytosoc. N.S. 4, 827-840, Lille.
--,- 1985 - Chorologische Phänomene in Wasserpflanzengesellschaften Mitteleuropas.- Vegetatio 59, 97-109, Dordrecht.
--,- & W.R. MÜLLER-STOLL - 1974 - Übersicht über die im brandenburgischen Gebiet vorkommenden Zwergbinsen-Gesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea).- Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 109-111, 56-95, Berlin.
PIGNATTI, S. - 1978 - Zur Methodik der Aufnahme von Gesellschaftskomplexen.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 27-38, Vaduz.
POTT, R. - 1980 - Die Wasser- und Sumpfvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht - Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen.- Abh. Landesmus. NatKde. 42(2), 156 S., Münster.
--,- 1981 - Ökologie und Indikatorwert von Wasserpflanzengesellschaften.- Mitt. Landesamt Ökol. LandschEntw. Forstplan. NRW 6, 57-64, Recklinghausen.
--,- 1983 - Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers.- Phytocoenologia 11(3), 307-430, Stuttgart.
--,- & R. WITTIG - 1985 - Die Lemnetea-Gesellschaften niederrheinischer Gewässer und deren Veränderungen in den letzten Jahren.- Tuexenia 5, 21-30, Göttingen.
PRETSCHER, P. - 1976 - Hinweise zur Gestaltung eines Libellengewässers.- Natur u. Landschaft 51(9), 249-251, Köln.
--,- 1985 - Kleingewässer schützen und schaffen.- AID 141, 20 S., Bonn.
PROCHASKA, S. - 1986 - Vegetationskundliche Untersuchungen im Oldenburger Bruch (Kreis Ostholstein).- Zulassungsarb. Univ. Kiel, Polykopie, 64 S.
PUCK, S. - 1985 - Vegetationskundlich-landschaftsökologische Untersuchungen im Raum nördlich des Selenter Sees.- Diplomarb. Univ. Kiel, Plykopie, 144 S.

RAABE, E.-W. - 1950 - Über die Vegetationsverhältnisse der Insel Fehmarn.- Mitt. ArbGem. Floristik Schlesw.-Holst./Hamb. 1: 106 S., Kiel.
--,- 1951 - Über den Biotop der Unken.- Heimat 58: 286-288, Neumünster.
--,- 1973 - Bestimmungsschlüssel der Gattungen Potamogeton, Ruppia, Zannichellia und Zostera in Schleswig-Holstein.- Kieler Notiz. 5, 38-43, Kiel.

--,- 1974 - Aufruf zur Beobachtung und zum Sammeln der Callitriche-Arten.- ibid. 6(1): 2-16, Kiel.
--,- 1975 - Gramineen-Bestimmungsschlüssel.- ibid. 7(2), 17-44, Kiel.
--,- 1979a - Über die Entwicklung der Kleingewässer, dargestellt am Beispiel der Gemeinde Heikendorf.- Heimat 86(4), 53-56, Neumünster.
--,- 1979b - Zur Kenntnis der Utricularien in Schleswig-Holstein und Hamburg.- ibid. 11(2), 21-37, Kiel.
--,- 1984 - Über Agrostis alba-Rasen in Schleswig-Holstein.- Mitt. ArbGem. Geobot. Schlesw.-Holst./Hamb. 33, 16-39, Kiel.
--,- 1987 - Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs.- Hrsg. DIERSSEN, K. & U. MIERWALD, 654 S., Neumünster.
RAGHI-ATRI, F. - 1978 - Gewässereutrophierung und Röhrichte in Berlin (West).- Limnol. 11(2), 463-467, Berlin.
RASSOW, H.-J. - 1979 - Jahr der Kleingewässer. Wir brauchen eine einfache Teichbewertungsmethode.- Heimat 86(12), 325-328, Neumünster.
REICHELT, G. & O. WILMANS - 1973 - Vegetationsgeographie. Praktische Arbeitsweisen.- 212 S., Braunschweig.
REICHHOFF, L. - 1978 - Die Wasser- und Röhrichtpflanzengesellschaften des Mittelelbegebietes zwischen Wittenberg und Aken.- Limnol. 11(2), 409-455, Berlin.
RIEDEL, W. - 1985 - Kleingewässer in der heutigen Kulturlandschaft.- in: JUNGE, F.: Der Dorfteich als Lebensgemeinschaft.- Einführung zum Reprint der Ausgabe von 1907, 55-90, St. Peter-Ording.
RIEDL, H. - 1980 - Araceae.- in: HEGI, G. (Begr.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa.- Bd. 2(1), 3. Aufl., 318-334, Berlin.
RIETZ, G.E. DU - 1930 - Classification and nomenclature of vegetation.- Sv. Bot. Tidskr. 24(4), 489-503.
RINGLER, A. - 1976 - Verlustbilanz nasser Kleinstbiotope in Moränengebieten der Bundesrepublik Deutschland.- Natur u. Landschaft 51(7/8), 205-209, Köln.
RIVAS-MARTINEZ, S. - 1976 - Sinfitosociologia, una nueva metodologia para el estudio del paisaje vegetal.- Anal. Inst. Bot. A. J. Cavanilles 33, 179-188, Madrid.
--,- 1978 - Sobre las Sinassociaciones de la Sierra Guadarrama.- Ber. Int Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 189-212, Vaduz.
RODI, D. - 1970 - Das Vegetations- und Bodenmosaik einer Waldinsel auf Mineralboden im Donaumoos.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Gesellschaftsmorphologie, 253-265, Den Haag.
ROLL, H. - 1938 - Das Phalaridetum arundinaceae in Holstein.- Feddes Repert., Beih. 101, 101-107, Berlin.
--,- 1939 - Zur regionalen Verbreitung des Phalaridetum arundinaceae Libbert.- Feddes Repert., Beih. 111, 85-103, Berlin.
--,- 1940 - Holsteinische Tümpel und ihre Pflanzengesellschaften.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 10, 573-630, Stuttgart.
RÖPKE, W. - 1929 - Untersuchungen über die Sölle in Mecklenburg.- Mitt. Geogr. Ges. Rostock 18/19, 78-161, Rostock.
RÖSENER, W. - 1986 - Bauern im Mittelalter.- 2. Aufl., 335 S., München.

ROTHMALER, W. (Hrsg.); R. SCHUBERT & W. VENT - 1976 - Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Bd. 4: Kritischer Band.- 4. Aufl., 811 S., Berlin.

--,-; R. SCHUBERT; H.H. HANDKE & H. PANKOW - 1983 - Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Bd. 1: Niedere Pflanzen.- 2. Aufl., 811 S., Berlin.

SAUER, F. - 1937 - Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche.- Arch. Hydrobiol., Suppl. 6, 431-592, Stuttgart.

SCAMONI, A. - 1963 - Einführung in die praktische Vegetationskunde.- 2. Aufl., 236 S., Jena.

--,-; H. PASSARGE & G. HOFMANN - 1965 - Grundlagen zu einer objektiven Systematik der Pflanzengesellschaften.- Feddes Repert., Beih. 142, 117-132, Berlin.

SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL - 1982 - Lehrbuch der Bodenkunde.- 11. Aufl., 442 S., Stuttgart.

SCHLÜTER, H. - 1979 - Zum Mosaikaspekt der vegetationsgeographischen Landschaftsforschung.- Doc. Phytosoc. N.S. 4, 893-902, Lille.

SCHMIDT, D. - 1981 - Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen der Gewässer um Güstrow.- Nat. NatSch. Mecklenburg 17, 1-130, Greifswald.

SCHMIDT, E. - 1978 - Ökosystem See.- 3. Aufl., 171 S., Heidelberg.

SCHMITHÜSEN, J. - 1968 - Allgemeine Vegetationsgeographie.- 3. Aufl., 463 S., Berlin.

SCHOOF-VAN PELT, M.M. - 1973 - Littorelletea, a study of the vegetation of some amphiphytic communities of Western Europe.- Diss. Univ. Nijmegen, 216 S.

SCHRAUTZER, J. - 1988 - Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein.- Mitt. ArbGem. Geobot. Schlesw.-Holst./Hamb. 38, 189 S., Kiel.

SCHROTT, R. - 1974 - Verlandungsgesellschaften der Weiher um Eschenbach und Tirschenreut und Vergleich der Verlandungszonen.- Hoppea 33, 247-310, Regensburg.

SCHUBERT, R. & G. WAGNER - 1984 - Pflanzennamen und botanische Fachwörter.- 8. Aufl., 662 S., Melsungen.

SCHULTZE-MOTEL, W. - 1980 - Cyperales.- in HEGI, G. (Begr.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa.- Bd. 2(1), 3. Aufl., 2-274, Berlin.

SCHULZ, M. - 1941 - Die Vegetation des Drausengebietes.- Schr. Physik.-ökonom. Ges. Königsberg (Pr.) 72(1), 118 S., Königsberg.

SCHWABE, A. - 1987 - Fluß- und bachbegleitende Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe im Schwarzwald.- Diss. Bot. 102, 368 S., Berlin.

SCHWABE-BRAUN, A. - 1980 - Eine pflanzensoziologische Modelluntersuchung als Grundlage für Naturschutz uund Planung.- Urbs et regio 18, 212 S., Kassel.

--,- & R. TÜXEN - 1981a - Lemnetea minoris.- Prodrom. Europ. Pflanzengesellschaften 4, 141 S., Vaduz.

--,- & --,- 1981b - Zur Systematik der Klasse Lemnetea minoris in Europa.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Syntaxonomie, 181-205, Vaduz.

SCHWOERBEL, J. - 1974 - Einführung in die Limnologie.- 2. Aufl., 177 S., Stuttgart.
SCOPPOLA, A. - 1982 - Considérations nouvelles sur les végétations des Lemnetea minoris (R. Tx. 1955) em. A. Schwabe et R. Tx. 81 et contribution à l'étude de cette classe en Italie centrale.- Doc. Phytosoc. N.S. 6, 1-130, Camerino.
SEGAL, S. - 1967 - Some notes on the ecology of Ranunculus hederaceus L.- Vegetatio 15(1), 1-26, Den Haag.
--,- 1968 - Ein Einteilungsversuch der Wasserpflanzengesellschaften.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Pflanzensoziologische Systematik, 191-219, Den Haag.
--,- 1970 - Strukturen und Wasserpflanzen.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Gesellschaftsmorphologie, 157-171, Den Haag.
SEIDEL, K. - 1956 - Scirpus lacustris im eutrophen See.- Zeitschr. Fischerei u. Hilfsw. N.F. 5(7/8), 553-567, Berlin.
SEITZ, B.-J. - 1982 - Untersuchungen zur Koinzidenz von Vogelgemeinschaften und Vegetationskomplexen im Kaiserstühler Rebgelände.- Tuexenia 2, 233-255, Göttingen.
SLOOVER, J. DE; J.-M. DUMONT & J. LEBRUN - 1979 - Les groupements à Carex paniculata L. en Ardenne.- Doc. Phytosoc. N.S. 4, 903-916, Lille.
SOLINSKA, B. - 1963 - Die Dynamik der Vegetation in Kleingewässern als Grundlage deren Klassifikation.- Ekol. Polska A 11(16), 369-419, Warzsawa.
STARFINGER, U. - 1985 - Pleustophyten und Wasserchemismus. Untersuchungen an Berliner Pfuhlen.- Verh. Berl. Bot. Ver. 4, 79-99, Berlin.
STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) - 1986 - Statistisches Taschenbuch Schleswig-Holstein 1986.- 111 S., Kiel.
STEWIG, R. - 1982 - Landeskunde von Schleswig-Holstein.- 2. Aufl., 216 S., Stuttgart.
STRIJBOSCH, H. - 1976 - Een vergelijkend syntaxonomische en synoecologische Studie in de Overasseltse en Hatertse Vennen bij Nijmegen.- Diss. Univ. Nijmegen, 335 S.
SUCCOW, M. - 1974 - Vorschlag einer systematischen Neugliederung der mineralwasserbeeinflußten wachsenden Moorvegetation Mitteleuropas unter Ausklammerung des Gebirgsraumes.- Feddes Repert. 85(1/2), 57-113, Berlin.

TISCHLER, W. - 1984 - Einführung in die Ökologie.- 3. Aufl., 437 S., Stuttgart.
TSCHACH, E. - 1977 - Untersuchungen an Agrostis stolonifera-Beständen und ihren Ausgangsgesellschaften.- Diss. Univ. Kiel, Polykopie, 111 S.
TÜXEN, J. - 1978 - Sigmassoziationen nordwestdeutscher Kleinstmoore.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 67-76, Vaduz.
TÜXEN, R. - 1956 - Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung.- Angew. Pflanzensoz. 13, 5-42, Stolzenau.

--,- 1972 - Richtlinien für die Aufstellung eines Prodromus der Europäischen Pflanzengesellschaften.- Vegetatio 24(1/3): 23-29, The Hague.
--,- 1973 - Vorschlag zur Aufnahme von Gesellschaftskomplexen in potentiell natürlichen Vegetationsgebieten.- Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 19(1-4), Budapest.
--,- 1974 - Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands.- 2. Aufl., 1. Lief., 207 S., Lehre.
--.- 1975 - Dauer-Pioniergesellschatfen als Grenzfall der Initialgesellschaften.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Sukzessionsforschung, 13-30, Vaduz.
--,- 1977a - Zum Problem der Homogenität von Assoziations-Tabellen.- Doc. Phytosoc. N.S. 1, 306-320, Lille.
--,- 1977b - Zur Homogenität der Sigmassoziationen, ihrer syntaxonomischen Ordnung und ihrer Verwendung in der Vegetationskartierung.- Doc. Phytosoc. N.S. 1, 321-327, Lille.
--,- 1978a - Bemerkungen zu historischen, begrifflichen und methodischen Grundlagen der Synsoziologie.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 3-11, Vaduz.
--,- 1978b - Versuch zur Sigmasyntaxonomie mitteleuropäischer Flußtal-Gesellschaften.- ibid., 273-286, Vaduz.
--,- 1979a - Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands.- 2. Aufl., 2. Lief., 212 S., Vaduz.
--,- 1979b - Sigmeten und Geosigmeten, ihre Ordnung und ihre Bedeutung für Wissenschaft, Naturschutz und Planung.- Biogeographica 16, 79-92, The Hague.
--,- & K.-H. HÜLBUSCH - 1971 - Bolboschoenetea maritimi.- Frag. Flor. Geobot. 17(3), 391-407, Warzsawa.
--,- & W. JAHNS - 1962 - Ranunculus hederaceus und Corydalis claviculata im Gebiet der Mittel-Weser.- Mitt. flor.-soz. ArbGem. N.F. 9, 20-25, Stolzenau.
--,- & W. LOHMEYER - 1962 - Über Untereinheiten und Verflechtungen von Pflanzengesellschaften.- ibid. 9, 53-59, Stolzenau.
--,- & E. PREISING - 1942 - Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzen-Gesellschaften.- Dtsche Wasserwirtsch. 37(1), 10-17 + 37(2), 57-69, Stuttgart.

ULLMANN, I. & R. VÄTH - 1978 - Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften der verschiedenen Gewässertypen im Schweinfurter Raum (östliches Maindreieck).- Ber. Bayer. Bot. Ges. 49, 137-163, München.

VOO, E.E. VAN DER & V. WESTHOFF - 1961 - An Autecological Study of some Limnophytes and Helophytes in the area of the Large Rivers.- Wentia 5, 163-258, Amsterdam.

WALTHER, K. - 1977 - Die Vegetation des Elbtales. Die Flußniederung von Elbe und Seege bei Gartow (Kr. Lüchow-Dannenberg).- Abh. Verh. Naturw. Ver. Hamb. N.F. 20(Suppl.), 123 S., Hamburg.
WALTER, J. - 1988 - Vegetationskundliche und hydrochemische Untersuchungen an Kleingewässern bei Kiel.- Diplomarb. Univ. Kiel, Polykopie, 149 S.

WATTEZ, J.R. - 1968 - Contribution à l'étude de la végétation des marais arrière-littoraux de la plaine alluviale picarde.- Thèse Doc. Univ. Lille, 367 S. + 61 Tab.
WEBER, H.E. - 1967 - Über die Vegetation der Knicks in Schleswig-Holstein.- Mitt. AG Floristik Schlesw.-Holst./Hamb. 15, 196 S., Kiel.
--,- 1974 - Eine neue Gebüschgesellschaft in Nordwestdeutschland und Gedanken zur Neugliederung der Rhamno-Prunetea.- Osnabr. Naturw. Mitt. 3, 143-150, Osnabrück.
--,- 1977 - Das Lechtegor - Vegetationsentwicklung eines Sees nach Umstellung der Landschaft im südlichen Emsland.- ibid. 5, 131-156, Osnabrück.
--,- 1978 - Vegetation des Naturschutzgebiets Balksee und Randmoore.- NatSch. LandschPfl. Nieders. 9, 168 S., Hannover.
WEBER-OLDECOP, D.-W. - 1969 - Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen.- Diss. TU Hannover, Polykopie, 172 S.
--,- 1970 - Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen (I).- Int. Rev. ges. Hydrobiol. 55(6), 913-967, Berlin.
--,- 1978 - Typologisch bedeutsame Wasserpflanzengesellschaften von Fließgewässern als Glieder von Gesellschaftskomplexen.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 83-95, Vaduz.
WESTHOFF, V. & J. DEN HELD - 1975 - Plantengemeenschappen in Nederland.- 2. Aufl., 324 S., Zutphen.
WETZEL, R.G. - 1975 - Limnology.- 743 S., Philadelphia.
WETZEL, W. - 1934 - Die geologischen Grundlagen der Bodenverbesserung (Mergelung) im Kreise Husum.- Heimat 44, 120-125, Neumünster.
WIEGERS, J. - 1978 - Die Anwendung von Assoziationskomplexen als Grundlage einer Landschaftsevaluation zum Nutzen der Raumplanung in der niederländischen Provinz Gelderland.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 455-480, Vaduz.
WIEGLEB, G. - 1976 - Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Chemismus und Makrophytenvegetation stehender Gewässer in Niedersachsen.- Diss. Univ. Göttingen, Polykopie, 113 S.
--,- 1977 - Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften der Teiche in den Naturschutzgebieten "Priorteich-Sachsenstein" und "Ihlteich" bei Walkenried im Harz.- Mitt. flor.-soz. ArbGem. N.F. 19/20, 157-209, Todenmann.
--,- 1978 - Vergleich ökologischer und soziologischer Artengruppen von Makrophyten des Süßwassers.- Verh. Ges. Ökol., Kiel 1977, 243-249, Göttingen.
--,- 1979 - Vegetation und Umweltbedingungen der Oberharzer Stauteiche heute und in Zukunft.- NatSch. LandschPfl. Nieders. 10, 9-83, Hannover.
--,- 1980 - Kleingewässer - Erläuterungen und Definitionen.- Inf. NatSch. LandschPfl. 2, 82-92, Wardenburg.
--,- 1981 - Probleme der syntaxonomischen Gliederung der Potametea.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Syntaxonomie, 207-249, Vaduz.
WILDERMUTH, H. - 1982 - Die Bedeutung anthropogener Kleingewässer für die Erhaltung der aquatischen Fauna.- Natur u. Landschaft 57, 297-306, Köln.

WILMANNS, O. - 1962 - Rindenbewohnende Epiphytengemeinschaften in Südwestdeutschland.- Beitr. naturk. Forsch. SW-Dtschl. 21(2), 87-164, Karlsruhe.
--,- 1978 - Ökologische Pflanzensoziologie.- 2. Aufl., 351 S., Heidelberg.
--,- & R. TÜXEN - 1978 - Sigmassoziationen des Kaiserstühler Rebgeländes vor und nach Großflurbereinigungen.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 287-302, Vaduz.
WITTIG, R. - 1980 - Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer in der Westfälischen Bucht.- SchR. Ökol. LandschEntw. Forstplanung NRW 5, 228 S., Recklinghausen.
WOLFF, P. - 1980 - Die Hydrillae (Hydrocharitaceae) in Europa.- Gött. Flor. Rundbr. 14(2), 33-56, Göttingen.
WOOD, R.D. & K. IMAHORI - 1964 - A revision of the Characeae. 2. Iconograph of the Characeae.- 394 S., Weinheim.
--,- & --,- 1965 - A revision of the Characeae. 1. Monograph of the Characeae.- 904 S., Weinheim.

ZOLLER, H.; C. BEGUIN & O. HEGG - 1978 - Synsoziogramme und Geosigmeta des submediterranen Trockenwaldes in der Schweiz.- Ber. Int. Symp. I.V.V.: Assoziationskomplexe (Sigmeten), 117-150, Vaduz.

Anhang

Tabelle 2: Meßergebnisse aus 1626-02 (R: $^{35}6726$, H: $^{60}1968$)
ehemals als Tränke genutzter Bombentrichter in einer Senke im Ansaatgrünland, max. Ausdehnung 200 m^2, Tiefe ca. 0,8 m, mächtiger Sapropelhorizont, relativ steiles Ufer, ungenutzte Randzone zwischen 0,5 und 1 m breit, keine Beschattung durch Gehölze. Da das Gewässer längere Zeit nicht entlandet wurde, konnte sich eine reichhaltige Vegetation entwickeln, die bei niedrigen Wasserständen das gesamte Volumen ausfüllt.

Datum	Uhrzeit	T_{Luft} (°C)	Bewölkung	T_{wasser} (°C)	pH-Wert	O_2-Gehalt (mg/l)	O_2-Sättigung (%)	LF (µS/cm)	GH (°dH)	KH (°dH)
1986										
10.04.	11.15	4	6/8	5,6	7,8	12,8	98	194	.	.
23.04.	14.00	13	8/8	9,1	8,1	11,9	102	194	.	.
07.05.	15.00	19	8/8	15,5	6,8	3,7	39	194	.	.
21.05.	14.00	17	8/8	15,6	6,3	1,6	17	155	.	1,4
04.06.	14.00	14	8/8	13,5	6,0	3,9	39	150	.	.
18.06.	14.15	21	8/8	20,4	6,1	6,2	61	137	.	.
03.07.	15.00	29	1/8	21,8	6,1	5,4	55	158	2	1,2
16.07.	13.45	28	2/8	.	6,3	3,0	34	173	3	2,4
30.07.	14.00	21	4/8	18,0	6,0	3,6	37	188	.	2,0
13.08.	11.25	.	6/8	16,7	6,6	2,0	21	252	4	3,8
27.08.	14.05	14	8/8	13,0	6,6	0,4	4	228	5	3,6
10.09.	11.00	13	7/8	9,8	6,5	5,1	45	277	4	2,8
23.09.	14.30	16	1/8	12,8	6,2	7,3	77	288	5	3,5
08.10.	15.30	14	8/8	11,8	6,3	9,6	88	293	5	3,5
22.10.	13.45	13	8/8	8,8	6,1	4,8	44	268	3	2,4
05.11.	12.45	10	8/8	6,0	6,6	8,9	73	217	3	1,0
19.11.	12.00	12	8/8	7,5	6,6	7,0	57	335	3	1,8
03.12.	12.05	12	2/8	7,2	6,6	5,5	50	228	4	2,4
17.12.	9.05	5	6/8	2,3	6,8	4,0	30	232	3	2,6
30.12.	10.15	5	5/8	0,6	6,7	7,1	51	198	5	2,0
1987										
11.02.	13.15	3	7/8	0,4	6,5	4,2	28	245	4	3,1
09.04.	9.45	11	8/8	9,6	6,9	.	.	248	4	2,5
22.04.	9.00	10	7/8	9,5	6,6	3,1	28	255	4	2,8
06.05.	10.00	13	6/8	10,2	6,6	4,2	38	265	3	2,2

Tabelle 3: Meßergebnisse aus 1626-03 (R: $^{35}6726$, H: $^{60}1930$)

entlandete, ehemalige Drainkuhle im Weizenacker, max. Ausdehnung 220 m^2, Tiefe ca. 2 m, flaches Ufer, Nutzung bis in den überfluteten Bereich, keine Beschattung durch Gehölze. Nach der Räumung des Gewässers hat sich ein kleiner Potamogeton natans-Bestand regeneriert.

Datum	Uhrzeit	T_{Luft} (°C)	Bewölkung	T_{Wasser} (°C)	pH-Wert	O_2-Gehalt (mg/l)	O_2-Sättigung (%)	LF (µS/cm)	GH (°dH)	KH (°dH)
1986										
10.04.	11.30	4	6/8	5,0	8,5	13,9	108	295	.	.
23.04.	14.20	13	8/8	9,3	9,4	17,3	153	269	.	.
07.05.	15.20	19	8/8	16,2	9,0	10,8	107	250	.	.
21.05.	14.25	17	8/8	17,5	7,3	8,3	85	275	.	5,4
04.06.	14.30	14	8/8	14,7	7,1	2,4	24	284	.	.
18.06.	14.35	21	7/8	22,6	8,9	14,6	154	244	.	.
03.07.	15.15	29	2/8	27,5	7,1	7,2	78	253	6	4,8
16.07.	14.30	28	3/8	23,4	6,7	5,7	63	273	7	4,6
30.07.	14.20	21	3/8	20,5	7,0	4,8	50	253	.	4,9
13.08.	11.40	.	5/8	16,8	6,8	1,3	13	261	6	5,6
27.08.	14.25	14	8/8	12,9	7,1	8,0	78	222	6	4,8
10.09.	11.20	13	7/8	10,5	6,8	4,3	39	240	6	2,8
23.09.	14.50	16	1/8	13,3	7,0	6,0	58	264	6	3,1
08.10.	15.40	14	8/8	11,8	6,7	3,8	34	270	6	3,4
22.10.	14.05	13	8/8	8,7	7,0	5,7	50	260	4	2,8
05.11.	12.40	10	8/8	6,2	6,7	6,5	53	328	7	3,7
19.11.	12.15	12	8/8	6,9	6,9	6,9	69	351	6	4,4
03.12.	Ende der Messungen									

Tabelle 4: Meßergebnisse aus 1726-01 (R: $^{35}7756$, H: $^{60}1526$)

vor wenigen Jahren entlandete Tränke auf Standweide, max. Ausdehnung 260 m^2, Tiefe ca. 1,5 m, niedriges aber steiles Ufer, alte Abzäunung teilweise zerstört, Nutzung bis an den Gewässerrand, am Südufer auch Trittbelastung bis in das Gewässer hinein, 10 % der Fläche durch Eichen aus nahegelegenem Knick beschattet. Fischbesatz führt zu einer ständigen Trübung des Wasserkörpers. Die Gewässermitte wird von einem ausgedehnten, aber luckigen Potamogeton natans-Bestand eingenommen, am Ufer sind fragmentarische Röhrichte entwickelt.

Datum	Uhrzeit	T_{luft} (°C)	Bewölkung	T_{Wasser} (°C)	pH-Wert	O_2-Gehalt (mg/l)	O_2-Sättigung (%)	LF (µS/cm)	GH (°dH)	KH (°dH)
1986										
10.04.	12.00	4	6/8	4,7	8,6	11,9	93	312	.	.
23.04.	15.15	13	8/8	8,9	8,7	11,3	98	316	.	.
07.05.	15.50	19	8/8	15,9	8,4	10,4	103	318	.	.
21.05.	15.00	18	6/8	17,3	8,1	9,1	92	320	.	8,4
04.06.	15.10	14	7/8	14,0	7,6	8,3	81	339	.	.
18.06.	15.20	21	6/8	20,9	7,4	5,5	60	334	.	.
03.07.	15.45	29	2/8	23,3	7,4	10,3	118	336	10	8,2
16.07.	15.10	28	3/8	20,8	8,3	16,0	173	330	10	8,3
30.07.	15.20	21	3/8	20,5	7,6	7,5	82	329	.	7,8
13.08.	12.20	.	6/8	15,7	7,0	2,1	22	364	11	9,0
27.08.	15.55	14	8/8	12,8	8,6	3,7	34	385	13	10,4
10.09.	16.30	14	3/8	11,2	7,2	4,8	45	352	9	8,2
23.09.	16.00	16	2/8	11,5	7,3	4,0	39	355	10	9,0
08.10.	16.15	14	8/8	10,9	7,3	2,4	23	367	11	9,0
22.10.	15.00	13	7/8	9,0	8,1	9,9	86	322	10	7,8
05.11.	14.20	10	8/8	6,1	8,0	10,7	87	311	8	7,4
19.11.	13.05	12	8/8	7,1	7,8	7,1	86	315	10	7,6
03.12.	13.05	12	2/8	6,4	8,1	12,3	100	322	9	8,1
17.12.	10.05	5	7/8	2,0	7,9	11,3	85	323	10	6,8
30.12	11.00	5	5/8	0,6	7,6	11,2	80	301	8	6,5
1987										
11.02.	14.15	3	7/8	0,5	7,9	17,1	123	282	7	6,6
09.04.	10.10	11	8/8	9,4	8,2	.	.	275	7	5,8
22.04	09.45	10	7/8	9,3	7,8	10,3	92	283	8	6,2
06.05.	10.30	13	6/8	10,8	7,8	8,8	80	292	8	6,8

Tabelle 5: Meßergebnisse aus 1726-07 (R: $^{35}8145$, H: $^{60}1855$)

flache, vernachlässigte Viehtränke in angesäter Umtriebsweide, max. Ausdehnung 90 m^2, Tiefe ca. 0,5 m, Ufer durch Tritt abgeflacht, Nutzung und Trittbelastung erstreckt sich auf die gesamte Fläche, keine Beschattung durch Gehölze, am Nord- und Ostufer umfangreiche Altholz- und Müllidepositionen. Vorherrschende Arten: Agrostis stolonifera und Eleocharis palustris; die Bestände beider Arten durch periodische Trittbelastung stark geschädigt. Im Frühjahr hoher Amphibienbesatz.

Datum	Uhrzeit	T_{Luft} (°C)	Bewölkung	T_{Wasser} (°C)	pH-Wert	O_2-Gehalt (mg/l)	O_2-Sättigung (%)	LF (µS/cm)	GH (°dH)	KH (°dH)
1986										
10.04.	12.20	3	6/8	5,5	7,9	15,8	125	518	.	.
23.04.	15.25	13	8/8	7,9	7,9	12,9	108	539	.	.
07.05.	16.05	19	8/8	16,4	7,6	9,7	104	530	.	.
21.05.	15.15	21	4/8	19,0	8,0	13,7	140	485	.	14,6
04.06.	15.30	14	7/8	15,6	9,0	33,0	330	434	.	.
18.06.	15.35	21	7/8	25,9	8,6	14,3	153	514	.	.
03.07.				- ausgetrocknet -						
16.07.				- ausgetrocknet -						
30.07.	15.35	21	3/8	25,5	7,8	9,7	108	1060	.	13,0
06.08.	.	23	.	.	8,3	.	.	1480	.	.
13.08.	12.35	.	6/8	23,4	8,0	8,9	99	1640	41	38,0
27.08.	15.30	14	8/8	14,3	9,0	6,1	58	1758	46	33,0
10.09.	16.40	14	3/8	14,1	7,9	14,4	141	694	21	13,8
23.09.	16.10	16	2/8	15,8	7,9	17,1	168	734	22	18,7
08.10.	16.30	14	8/8	12,7	7,5	3,6	35	803	22	21,0
22.10.	15.15	13	7/8	9,2	7,9	8,1	72	622	16	13,8
05.11.	14.05	10	8/8	6,7	7,7	11,8	104	725	18	16,3
19.11.	13.20	12	8/8	8,2	7,6	9,7	82	602	23	17,4
03.12.	13.20	12	2/8	7,7	7,5	12,1	101	642	21	18,1
17.12.	10.20	5	7/8	2,4	7,4	7,9	58	623	19	17,8
30.12.	11.15	5	6/8	1,1	7,5	12,3	88	479	13	12,4
1987										
11.02.	14.30	3	7/8	0,3	7,6	17,3	125	329	10	7,8
09.04.	10.25	11	8/8	8,9	7,2	.	.	552	15	13,8
22.04.	10.00	10	7/8	9,1	7,3	8,1	71	606	16	14,2
06.05.	10.45	13	5/8	11,5	7,8	14,6	131	623	16	15,o

Tabelle 6: Meßergebnisse aus 1726-08 (R: $^{35}8149$, H: $^{60}1845$)

abgezäunte Drainkuhle im fortgeschrittenen Verlandungsstadium, zwischen Knick im Osten, verlandetem Fischteich im Süden und Viehweiden gelegen; max. Ausdehnung 500 m^2, Tiefe ca. 0,4 m, mächtige Sapropelschicht; Ufer flach, abgezäunte Randzone zwischen 1 und 3 m breit, keine Beschattung durch Gehölze. Über dem Sapropel hat sich eine Schwingdecke entwickelt, die überwiegend von Typha latifolia und Sparganium erectum aufgebaut wird.

Datum	Uhrzeit	T_{Luft} (°C)	Bewölkung	T_{Wasser} (°C)	pH-Wert	O_2-Gehalt (mg/l)	O_2-Sättigung (%)	LF (µS/cm)	GH (°dH)	KH (°dH)
1986										
10.04.	12.40	3	6/8	4,7	7,0	9,6	75	518	.	.
23.04.	15.35	13	8/8	6,2	6,8	8,0	68	524	.	.
07.05.	16.20	19	8/8	12,5	6,9	7,6	70	555	.	.
21.05.	15.30	22	2/8	16,1	7,2	24,8	245	540	.	13,2
04.06.	15.45	14	8/8	14,3	7,3	7,5	75	532	.	.
18.06.	15.50	21	6/8	21,8	6,7	12,5	132	513	.	.
03.07.	16.05	29	3/8	28,2	7,0	6,0	68	410	17	12,6
16.07.	keine Messung möglich, da fast ausgetrocknet									
30.07.	15.50	21	3/8	19,5	6,5	2,5	27	675	.	6,3
06.08.	.	.	.	19,8	6,6	.	.	870	34	.
13.08.	12.50	.	6/8	18,3	6,8	3,4	36	812	29	12,0
27.08.	keine Messung möglich, da fast ausgetrocknet									
10.09.	16.50	14	3/8	12,2	7,1	4,2	40	683	21	9,8
23.09.	16.25	16	2/8	13,2	6,9	2,8	27	695	23	14,0
08.10.	16.35	14	8/8	11,3	7,2	0,8	7	716	22	14,0
22.10.	15.35	13	7/8	10,1	6,9	3,7	31	470	11	6,6
05.11.	13.50	10	8/8	8,3	6,9	5,9	43	557	14	6,2
19.11.	13.35	12	8/8	8,3	7,2	6,0	48	539	15	7,5
03.12.	13.40	12	3/8	7,4	6,6	6,4	51	541	14	7,1
17.12.	10.35	5	7/8	6,1	6,5	5,5	43	510	14	6,6
30.12.	11.30	5	6/8	3,0	6,6	9,1	67	359	8	3,4
1987										
11.02.	14.45	3	7/8	2,2	6,5	13,0	95	395	8	6,4
09.04.	10.45	11	7/8	5,6	6,4	.	.	474	12	7,2
22.04.	10.10	10	7/8	8,2	6,7	10,4	80	489	12	8,1
06.05.	11.00	13	5/8	9,6	7,2	18,2	159	505	13	9,4

Tabelle 7: Meßergebnisse aus 1726-02 (R: $^{35}7735$, H: $^{60}1580$)

Drainkuhle in einer Ackerfläche, die 1986 mit Ackergras bestellt war; max. Ausdehnung 350 m^2, Tiefe ca. 0,7 m, Sapropelboden; Ufer relativ steil, zwischen 0,5 und 1,4 m hoch; ungenutzte Randzone zwischen 2 und 10 m breit, keine Beschattung durch Gehölze, Deposition von Altholz und Lesesteinen. Die Wasserfläche ist im Sommer von einer weitgehend geschlossenen Wasserlinsen-Decke überzogen, die einen locker ausgebildeten Potamogeton natans-Bestand überlagert.

Datum	Uhrzeit	T_{Luft} (°C)	Bewölkung	T_{Wasser} (°C)	pH-Wert	O_2-Gehalt (mg/l)	O_2-Sättigung (%)	LF (µS/cm)	GH (°dH)	KH (°dH)
1986										
10.04.	13.10	3	6/8	5,8	7,5	12,8	102	375	.	.
22.04.	15.45	13	6/8	8,6	7,8	15,4	134	386	.	.
07.05.	16.50	19	8/8	15,9	7,3	8,0	83	383	.	.
21.05.	16.00	22	1/8	19,6	7,3	6,9	70	360	.	7,2
04.06.	16.00	14	8/8	13,9	7,1	7,6	75	334	.	.
18.06.	16.10	21	7/8	20,6	6,4	0,9	10	315	.	.
03.07.	16.00	29	2/8	23,5	6,6	0,6	7	306	10	5,8
16.07.	15.55	28	3/8	20,5	6,6	0,3	3	325	9	6,7
30.07.	16.10	21	3/8	20,4	6,5	0,4	4	230	.	3,1
13.08.	13.10	.	6/8	17,0	6,6	0,4	4	275	7	4,4
27.08.	16.15	14	8/8	13,1	8,5	1,4	13	358	5	4,2
10.09.	17.15	14	3/8	12,0	7,2	5,6	56	268	6	3,0
23.09.	16.45	16	2/8	13,9	7,0	4,1	39	272	6	3,8
08.10.	16.45	14	8/8	12,2	7,1	3,3	31	280	6	4,2
22.10.	15.50	13	7/8	9,2	7,6	4,6	38	240	4	3,6
05.11.	13.30	10	8/8	6,3	7,2	6,7	54	268	7	3,6
19.11.	13.55	12	8/8	7,6	7,6	7,9	65	341	7	6,2
03.12.	13.55	12	3/8	6,8	7,5	8,8	75	403	10	7,6
17.12.	10.50	5	7/8	2,1	7,4	7,1	52	345	9	7,2
30.12.	12.00	5	6/8	0,4	7,3	6,2	44	266	6	3,8
1987										
11.02.	15.05	3	6/8	0,9	7,2	17,1	124	282	6	3,8
09.04.	11.10	9	7/8	8,8	7,6	.	.	445	13	10,8
22.04.	10.25	10	7/8	10,6	7,4	2,8	24	448	11	10,0
06.05.	11.20	13	5/8	11,2	7,8	8,5	78	408	11	8,5

Tabelle 8: Meßergebnisse aus 1726-06 (R: ^{35}8152, H: ^{60}1863)

Drainkuhle in Ackerflache, die 1986 mit Ackergras bestellt war, Nachweide im Sommer; max. Ausdehnung 28 m^2, Tiefe ca. 1 m; Ufer steil, zwischen 0,5 und 0,7 m hoch; nichtbestellte Randzone 0,5 m breit, vom Vieh später stark zertreten; von Weiden beschattete Fläche 80 %. Außer dem Weidengebüsch aus Salix cinerea keine weitere nennenswert entwickelte Vegetation.

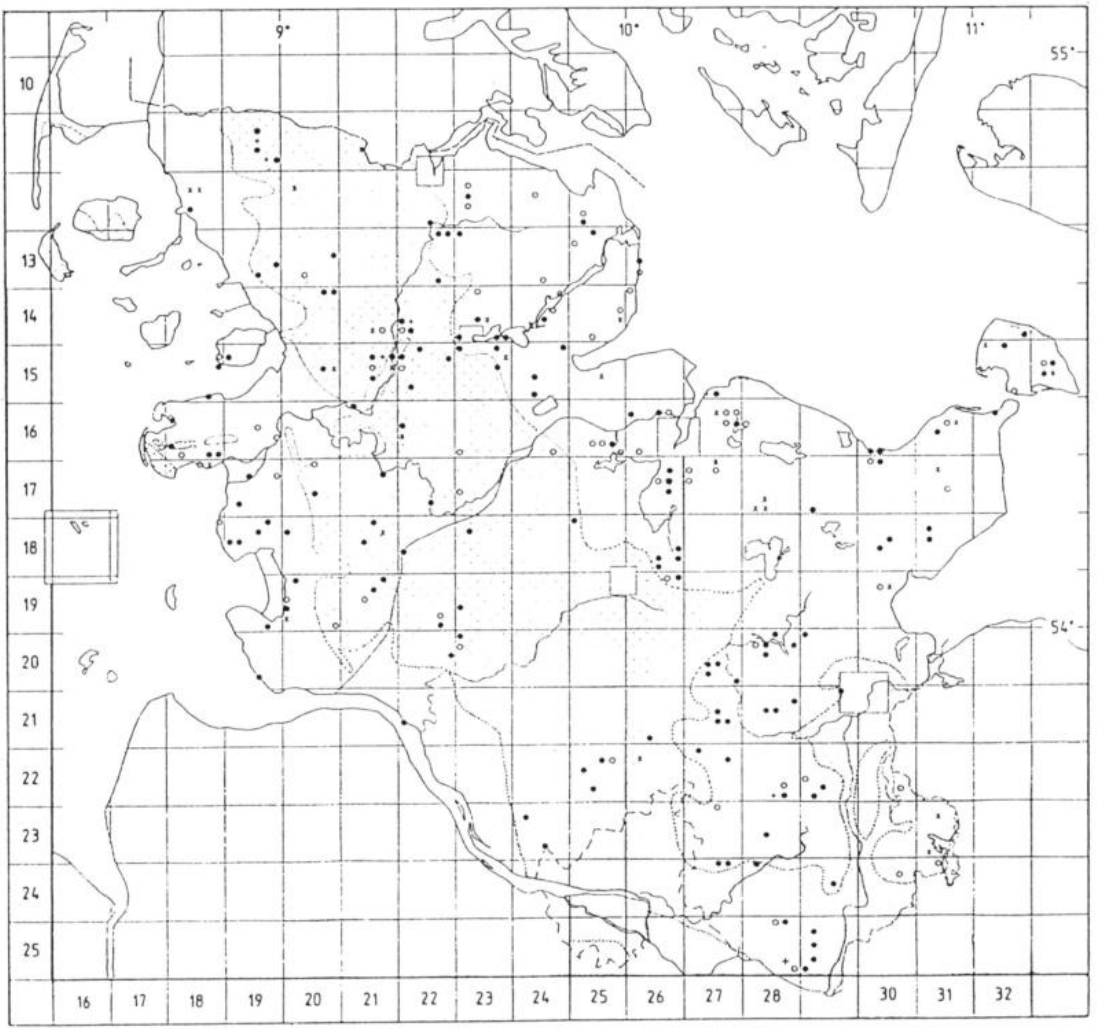
Datum	Uhrzeit	T_{Luft} (°C)	Bewölkung	T_{Wasser} (°C)	pH-Wert	O_2-Gehalt (mg/l)	O_2-Sättigung (%)	LF (µS/cm)	GH (°dH)	KH (°dH)
1986										
23.04.	16.00	13	0/8	8,2	8,1	12,9	110	360	.	.
07.05.	17.00	19	8/8	14,9	7,1	3,5	36	385	.	.
21.05.	16.30	21	1/8	17,0	7,2	5,7	59	380	.	8,6
04.06.	16.15	14	7/8	14,2	7,1	3,8	39	391	.	.
18.06.	16.25	21	7/8	20,6	7,3	5,5	56	363	.	.
03.07.	16.35	29	3/8	23,5	7,0	2,6	30	366	10	7,4
16.07.	16.40	28	3/8	26,8	6,9	2,0	25	350	8	6,2
30.07.	16.30	21	3/8	21,2	7,1	11,9	128	315	.	4,2
13.08.				- ausgetrocknet -						
27.08.				- ausgetrocknet -						
10.09.	17.30	14	3/8	12,1	6,7	11,3	107	359	8	0,6
23.09.	17.05	16	2/8	13,3	6,8	6,9	66	295	7	2,6
08.10.	17.05	14	8/8	12,5	7,1	3,6	34	245	6	4,2
22.10.	16.05	13	6/8	9,1	7,4	7,1	62	358	6	1,6
05.11.	14.40	10	8/8	6,1	7,5	7,0	58	326	7	3,8
19.11.	14.20	12	8/8	7,3	7,8	6,8	57	322	8	4,0
03.12.	14.15	12	2/8	6,3	7,4	8,7	73	333	9	5,2
17.12.	11.10	5	7/8	2,4	7,4	7,6	60	320	8	4,6
30.12.	12.40	5	6/8	0,5	7,4	9,8	69	294	7	4,0
1987										
11.02.	15.25	3	5/8	0,4	7,2	18,5	138	263	7	4,7
09.04.	11.25	11	7/8	8,7	7,0	.	.	582	9	3,8
22.04.	10.40	10	7/8	9,7	7,3	12,9	114	545	10	2,8
06.05.	11.40	13	4/8	10,5	7,7	16,9	155	515	8	5,2

Tabelle 9: Meßergebnisse aus 1726-03 (R: $^{35}7261$, H: $^{60}1520$)

Drainkuhle in Ackerfläche, die 1986 mit Ackergras bestellt war, Nachweide im Sommer; max. Ausdehnung 220 m^2, Tiefe ca. 1 m, starke Wasserstandsschwankungen im Sommer; Sapropelboden; Ufer steil, ungenutzte Randzone 1 bis 3 m breit; Beschattung durch Weidengebüsch 60 %; Deposition von Altholz, Lesesteinen, Stroh und Betonplatten. Neben einem in Ausdehnung begriffenen Salix cinerea-Gebüsch haben sich kleinere Bestände von Eleocharis palustris, Bidens cernua und Oenanthe aquatica entwickelt. In den Sommermonaten überzieht Spirodela polyrhiza die sonnenexponierte Wasserfläche.

Datum	Uhrzeit	T_{Luft} (°C)	Bewölkung	T_{Wasser} (°C)	pH-Wert	O_2-Gehalt (mg/l)	O_2-Sättigung (%)	LF (µS/cm)	GH (°dH)	KH (°dH)
1986										
23.04.	16.15	13	6/8	7,7	9,0	17,1	150	200	.	.
07.05.	17.10	19	8/8	13,9	7,5	9,5	91	210	.	.
21.05.	16.45	21	1/8	16,8	7,5	9,4	96	211	.	2,4
04.06.	16.25	14	7/8	13,2	7,3	12,5	118	224	.	.
18.06.	16.35	21	7/8	19,4	6,7	6,2	65	225	.	.
03.07.	16.50	29	2/8	20,9	6,8	0,7	8	248	5	4,4
16.7.				- ausgetrocknet -						
30.07.	16.45	21	3/8	17,5	6,2	1,6	17	306	.	1,4
13.08.				- ausgetrocknet -						
27.08.				- ausgetrocknet -						
10.09.	17.50	14	3/8	11,3	6,9	6,1	56	337	6	1,4
23.09.	17.15	16	2/8	12,2	7,0	9,2	87	302	6	2,6
08.10.	17.15	14	8/8	11,8	7,3	5,6	53	295	6	3,3
22.10.	16.20	13	7/8	8,9	7,5	5,9	51	238	4	1,9
05.11.	14.50	10	8/8	6,4	7,4	8,3	70	332	6	1,6
19.11.	14.35	12	8/8	7,6	7,8	9,0	77	334	9	7,4
03.12.	14,35	12	2/8	6,6	7,4	10,7	89	319	7	2,8
17.12.	11.20	5	7/8	2,0	7,4	10,8	79	297	5	3,0
30.12	12.25	5	5/8	0,3	7,1	11,4	80	271	5	2,2
1987										
11.02.	15.40	3	3/8	0,3	6,9	17,3	124	196	5	2,6
09.04.	11.40	11	7/8	9,1	6,8	.	.	750	10	1,8
22.04.	10.55	10	7/8	9,5	6,5	12,2	107	698	10	1,0
06.05.	Ende der Messungen									

Abb. 13: Lage der synsoziologisch aufgenommenen Kleingewässer



Anzahl der aufgenommenen Kleingewässer pro Grundfeld der floristischen Kartierung Schleswig-Holstein (1/36 Meßtischblatt; vgl. RAABE 1987: 9)

- ● - eine Aufnahme
- ○ - zwei Aufnahmen
- X - drei Aufnahmen
- \+ - vier Aufnahmen
- s - fünf Aufnahmen
- ✱ - sechs Aufnahmen

Stichwortverzeichnis

Abzäunung 94, 251
Altwasser 14
Anpflanzungen 245 f., 250
anthropozoogener Komplex 24
Artenarmut 46 ff.
Assoziation, Definition 45 f.
  coenologisch gesättigte A. 47
  dominanzgeprägte A. 46
Assoziationsfragment 47
Assoziationskomplex 200
aufgelöster Bestand s. Bestand
Aufnahmefläche, synsoziologische 205 ff.
Ausbildung, Kennzeichnung 47
Ausbreitungsbiologie 30
Aushubgruben 18

Basalgesellschaft 47 f.
Bestand 49, 55, 92
  aufgelöster B. 206 f.
  syntaxonomisch einartiger B. 49
Beschattung 25, 47, 212
Biotop 21
Bombentrichter 20
Brackwassereinfluß 44

Carbonathärte 35, 42 f.
Charakterart 45 f.
Charaktergesellschaft 201

Deichwehlen 15
Determinationsprobleme 55
Differentialart 45 f.
Differentialgesellschaft 201
Dominanzkomplex 209, 215 f.
Drainkuhlen 19
Durchdringung 53 f.
Dy 7

Einart-Assoziation 69
Entkrautung 17, 25, 239
Entlandung 17, 239
Entschlammung 17, 25
Erstbesiedlung 29 f.
eutroph, Eutrophierung 27

Fallaub 26
Faulschlamm s. Sapropel
Faziesbildung 47
Fethinge 17

Fischteich 20
Flächenverteilungsmuster 213
Fliese 200
Flußniederungen 7
Fragmentkomplex 54

Gemeinschaft, Kennzeichnung 49
Geosigmetum 208 f.
Geosyntaxa 201
Gesamt-Gesellschaftsdeckung 213
Gesellschaft, Kennzeichnung 48
Gesellschaftskomplex 52
  charakteristische G. 208 f.
Gesellschaftsmosaik 52, 200
Gürtelkomplex, Gürtelungskomplex 52
Gyttja 8

Herbizide 68, 238
Hohe Geest 9
Hydrogencarbonat 26
hypertroph, Hypertrophierung 28

Indikatoreigenschaft, -wert 33, 48
Isolation 29, 47

Keimungsbiologie 30
Kennart 45 f.
Kennartenprinzip 46
Kleingewässer, Definition 12 f.
Kleingewässer-Typ 216
Komplexbildung 49 ff.
Kontaktnutzung 25
Kontaktvegetation 25, 29
Konvektion 23
Kriechinvasion 117

Leitfähigkeit 34 ff.
Leitgesellschaft 201

Marsch 10
Mergelung 18
Mergelgrube, -kuhle 18 f.
Minimumareal 47, 203
Moossynusien 49
Mosaikkomplex 52
Müllkuhlen 20

Nährstoffeintrag 250
Nährstoffgehalt 26
Naturschutztümpel 20 f.
Neuanlage 250

Niederschlag 23
Nutzung der Kleingewässer 24 f.
Nutzungswandel 22 ff.

ökologische Amplitude 72
oligotroph, Oligotrophierung 27 f.
Östliches Hügelland 8

pH 34 ff., 38 f., 43
Phasenwechsel der Wasserbedeckung 50
Phytophagenkomplex 31
potentielle natürliche Vegetation (pnV) 200, 208
Polykormonbildung 131
Protopedon 7
Pseudosölle 14
Pufferungsvermögen 27

Saprobiesystem 28
Sapropel 7
Sauerstoffgehalt, - sättigung 35 ff., 42 ff.
Schichtung 36
Sichten 15
Simultanbesiedlung 54, 117
Sigmasoziologie 200 ff.
Sigmassoziation, Kennzeichnung 210
Sigmetum, Kennzeichnung 201, 208 ff.
Sölle 14
Störzone am Gewässerufer 94
Subassoziation 54
Sukzession 239
Sukzessionsstufen 240
Synusien 51
Synsoziologie 200

Teich 12
Temperatur 34 ff., 42
Temperaturverhältnisse 23
Torfstich 19
Tränke 15
Trennart s. Differetialart
Trophiebegriff 27
Trübung 29

Überflutungsmulden 14
Übergangstyp 217
Überlagerung 52 ff.
Untertyp 216

Variante 54
Vegetationsgeschichte 30 f.
Vegetationskomplex 52
  Aufnahmefläche in Vegetationskomplexen 203 ff.
  charakteristischer V. 200 f.

Verlandungsgeschwindigkeit 239 f.
Verlandungsreihe 240
Verlandungsstadien 240 ff.
Vorgeest 9

Wasserführung 26
Wasserstandsschwankungen 23, 50
Weidekuhle 15
Weiher 12

Zentralassoziation 46, 48
Zufall 29 f., 220
Zuordnung 46 ff.
Zwillingsgesellschaft 46, 48

Tabelle 21: Magnocaricion elatae

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Anzahl der Aufnahmen		8	3	2	1	3	2	6	3	3	2	1	3	1
Mittlere Artenzahl		10	8	7	3	7	9	10	8	10	3	11	11	8
Ch_1	Carex elata	V$^{3-5}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch_2	Carex paniculata	.	3$^{4-5}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch_3	Carex riparia	.	.	2$^{4-5}$	1^{5}	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch_4	Carex acutiformis	.	.	.	.	3^{5}	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch_5	Carex gracilis	.	.	.	.	.	2^{4}	.	.	.	.	.	.	.
Ch_6	Carex vesicaria	.	.	.	.	.	.	V$^{3-5}$	2$^{3-5}$	.	.	.	.	.
D_7	Phalaris arundinacea	I^{1}	.	1^{1}	.	1^{1}	.	II^{1-2m}	.	3^{2a-4}	2^{5}	1^{2a}	1^{+}	.
Ch_8	Calamagrostis canescens	I^{1}	.	.	.	.	.	.	.	1^{1}	.	1^{3}	.	.
D_9	Scirpus sylvaticus	.	.	.	.	1^{+}	.	.	.	.	.	.	3$^{4-5}$	1^{5}
V	Galium palustre agg.	II^{1-2m}	2^{1-2m}	2^{1-2a}	.	1^{+}	1^{+}	IV^{+-2a}	.	3^{1-2a}	.	.	1^{1}	.
	Scutellaria galericulata	I^{r}	1^{1}	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1^{r}	.
	Peucedanum palustre	I^{1}	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
O,K	Lycopus europaeus	II^{+-2m}	2^{1-2a}	1^{+}	.	1^{+}	1^{1}	1^{1}	.	2^{1}	.	.	1^{+}	.
	Sparganium erectum	IV^{1-2b}	.	.	.	1^{2a}	1^{+}	II^{+-2a}	.	.	.	.	1^{+}	.
	Mentha aquatica	I^{1}	1^{2a}	1^{2b}	.	.	.	I^{2a}	.	1^{+}	.	.	.	.
	Phragmites australis	I^{2a}	1^{1}	.	.	.	.	I^{1}	.	.	.	.	1^{2a}	.
	Iris pseudacorus	I^{+}	1^{2a}	.	.	.	.	.	.	.	.	1^{+}	.	.
	Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	1^{+}	.	II^{r-+}	.	.	.	.	1^{1}	.
	Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	.	I^{+}	.	.	.	.	1^{1}	.
B	Lemna minor	IV^{2m-3}	1^{1}	.	1^{2m}	1^{2m}	1^{2m}	V^{2m-2a}	2^{2m-4}	1^{3}	.	.	1^{2m}	.
	Agrostis stolonifera	I^{1}	2^{2a}	1^{1}	.	1^{1}	1^{1}	II^{1-2m}	.	1^{2b}	.	.	2^{1-2m}	1^{1}
	Oenanthe aquatica	III^{+-2a}	.	.	.	1^{1}	1^{2m}	II^{1-2m}	1^{2m}	1^{+}	.	.	.	.
	Leptodictyum riparium	I^{2m}	1^{2m}	.	.	1^{2a}	2^{2a-3}	III^{2m-2b}	1^{3}	.	.	.	.	.
	Myosotis scorpioides	II^{+-2a}	.	1^{+}	.	1^{1}	.	.	1^{r}	1^{1}	.	1^{1}	1^{1}	.
	Bidens cernua	II^{r-1}	1^{2a}	1^{2a}	.	.	1^{1}	I^{1}	.	.	.	.	.	1^{1}
	Lemna trisulca	II^{1-2m}	.	.	.	.	.	I^{1}	2^{2a-4}	1^{2m}	.	.	1^{2m}	.
	Urtica dioica	I^{+}	.	.	.	1^{1}	.	.	.	.	.	1^{2b}	2^{2a}	1^{1}
	Polygonum amphibium	I^{1}	.	.	.	.	.	III^{+}	1^{1}	1^{2a}	.	.	.	.
	Glyceria fluitans	II^{1}	.	1^{1}	.	.	.	I^{1}	.	.	.	.	1^{+}	.
	Spirodela polyrhiza	II^{2m-2a}	.	.	1^{1}	.	1^{2m}	1^{2a}	.	.	.	.	.	.
	Hottonia palustris	II$^{1-4}$	.	.	.	.	.	I^{+}	1^{2m}	1^{+}	.	.	.	.
	Solanum dulcamara	.	1^{r}	.	.	1^{1}	1^{1}	II^{+}	.	.	.	.	.	.
	Ricciella fluitans agg.	II^{2a}	.	.	.	.	.	II^{1-2a}	.	1^{3}	.	.	.	.
	Cardamine pratensis	II^{+-1}	.	.	.	.	.	I^{2a}	.	.	.	.	2^{1}	.
	Carex pseudocyperus	II^{r-3}	.	.	.	.	.	I^{r}	.	1^{r}	.	.	.	.
	Juncus effusus	.	.	.	.	.	.	II^{r-2a}	1^{2b}	2^{+-2b}	.	.	.	.

Spalte 1: Caricetum elatae
Spalte 2: Caricetum paniculatae
Spalte 3: Caricetum ripariae
Spalte 4: Carex riparia-Bestand
Spalte 5: Caricetum acutiformis
Spalte 6: Caricetum gracilis
Spalte 7: Caricetum vesicariae
Spalte 8: Carex vesicaria-Bestände
Spalte 9: Phalaris arundinacea-Gesellschaft
Spalte 10: Phalaris arundinacea-Bestände
Spalte 11: Peucedano-Calamagrostietum canescentis
Spalte 12: Scirpus sylvaticus-Gesellschaft
Spalte 13: Scirpus sylvaticus-Bestand

Tabelle 29: Dominanzkomplexe und Kleingewässer-Typen

	I							II					III	IV		V		VI			VII	VIII		IX	X				XI			XII		
	a			b				a	b									a	b	c															
Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
Anzahl der Aufnahmen	3	2	1	4	3	1	1	11	7	1	1	1	93	2	1	1	1	11	21	10	3	56	1	45	6	11	11	3	1	1	12	3	2	58	1	1
Mittlere Gesellschaftszahl	13	13	11	7,5	8	8	9	10	10,6	13	7	9	9,2	9,5	13	12	7	8	9	12,6	14,3	7,4	12	9,2	6,2	5,5	9,9	10,3	10	7	7,2	9,7	10,5	7,7	11	4
Potamogeton obtusifolius-Beg.	3 2b-4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2 2a-3	.	.	.	.	.	.	2 2a	.	2 2a	.	2 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chara fragilis-Beg.	1 2b	2 4-5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 4-5	.	.	.	.	.	.	1 4	.	2 4-5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton acutifolius-Beg.	.	.	1 5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 5	.	.	.	.	.	.	.	.	1 3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Zannichellietum palustris	.	.	.	3 4	1 4	.	.	.	.	.	.	.	2 2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 2a	.	.	.	.	.
Potamogeton pectinatus-Beg.	.	.	.	.	3 3b-4	1 5	.	.	1 2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Charetum vulgaris	.	.	.	.	.	1 5	.	.	.	.	.	.	1 5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potametum trichoidis	.	.	.	.	.	.	1 4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Elodea canadensis-Beg.	.	.	.	.	.	.	.	1 2a-5	.	.	.	.	1 3	.	.	.	.	1 1-2a	.	1 2a	.	1 2a	1 2b	1 1-2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1	.	.
Ceratophyllum demersum-Beg.	.	.	.	.	.	.	.	.	3 3-4	1 4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 2b	.	1 2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Elodea nuttallii-Beg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 2b	1 5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myriophyllum spicatum-Beg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r 4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ceratophyllum submersum-Beg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton natans-Bsg.	3 4-3	1 2b	1 4	.	.	1 3	1 3	1 1-3	.	.	.	1 1	2 2a-5	1 2b	1 2b	.	1 3	1 1-3	1 1-3	1 V-3	1 2b	1 1-2b-4	.	1 1-3	1 1-2a-3	1 r-3	1 1-2 r-2b	1 4	.	.	2 2a	1 4	1 1	1 1-3	r-3	.	.
Stratiotetum aloidis																																				
Ausb. von Stratiotes aloides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2 3-4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ausb. von Hydrocharis morsus-ranae	.	.	.	.	.	.	.	4 1	1 1	.	.	.	r 4	.	1 3	.	.	.	.	1 4-4	.	r 4	.	r 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Caricetum rostratae	.	.	.	.	.	.	.	1 1-r-1	.	.	.	.	4-2a	.	.	1 3	.	.	4 4	1 r-4	3 r-2a	r r-1	.	1 r-2b	.	.	4 1	.	.	.	4 1	.	.	.	.	.
Menyanthes trifoliata-Bsg.	1 4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 3	.	.	.	.	.	.	.	r 4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis palustris-G.	2 1-2b	.	.	2 4-1	2 4-2a	.	1 r	1 4-2a	1 1-2a	.	1 2a	1 4	1 1-r-2a	1 2a	1 2a	.	1 1	2 2a-4	1 4-2a	1 V-1	1 1	1 r-4-2a	.	1 1-r-4	.	.	1 1-r-2b	1 r	1 r	1 r	1 4	1 4-5	1 r	1 4-2a	.	.
Sparganietum erecti	1 1	1 2b	.	.	1 r	.	.	1 2a	1 1-1	.	.	.	1 1-r-3	.	1 r	1 2b	.	1 r	2 2a-5	1 r-2a	1 2b	1 1-r-2a	1 r	1 1-r-3	1 r	2 2b	1 r-2b	3 r-2b	1 1	.	1 r-1	1 r	1 r	1 1-r-2b	.	.
Equisetum fluviatile-G.	1 3	.	1 r	.	.	.	.	1 r-4-2b	.	.	.	.	1 r-2b	1 2a	1 r	.	.	.	.	2 2a-5	.	r r	.	1 4-3	.	.	4 r	1 1-r-2b	1 r	.	.	.	.	.	4 r-3	.	.
Caricetum elatae	.	.	.	.	.	.	.	.	1 2b	1 r	.	.	1 r-r-4	.	.	.	.	.	1 1-2a	4 r	3 2b-4	.	.	r r-2a	.	.	4 r	1 r	.	.	.	1 r	1 r	1 r-2b	1 1	.
Glycerietum fluitantis	2 1-2a	1 1	1 1	1 2b	2 1	1 3	1 2b	1 V1-2b	1 1-1-2b	.	1 1	1 1	V r-3	2 r-2b	1 1	1 2b	1 2b	V r-1	1 1-r-3	V r-3	2 1-2a	2 2a-5	1 2a	V r-5	1 1-3	1 r-1	1 1-r-3	2 1	1 r	.	1 r-2b	1 r	.	1 V-r-3	1 3	.
Glycerietum plicatae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r 3	.	.	.	.	.	.	r r	1 3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera-Bsg.	2 r-1	2 r-2a	1 1	2 2a	1 3	1 1	1 3	1 1-1-2a	1 V-r-2b	1 r	1 1	.	1 V-r-2b	2 1-3	1 1	1 1	1 1	1 V1-1-2b	1 1-1-2b	1 V-r-3	3 1	1 V-r-2b	.	2 2a-5	.	1 1-1-4	V r-3	2 1-4	1 1	1 r	1 1-1-2b	1 3	2 r-1	1 V-r-2b	.	.
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	.	.	.	3 1-2a	2 1	.	.	1 1-1-2b	1 1	.	.	1 2a	1 1-r-2a	1 1	.	.	.	1 1-1-2b	r r-1	1 1	.	1 1-1-2a	1 2b	r r-1	2 2a-4	1 1-1-2a	1 1	.	.	.	2 2a	.	.	1 r-3	.	.
Schoenoplecto-Phragmitetum australis																																				
Ausb. von Bolboschoenus maritimus	.	.	.	1 r	.	.	.	.	1 1-1-2b	.	.	.	r r-2b	.	.	.	.	.	.	r 2a	.	.	1 r	1 1-3	.	2 2b-5	.	.	.	.	3 r	.	1 r	r r	.	1 2a
Schoenoplecto-Phragmitetum australis																																				
Ausb. von Typha latifolia	1 2a	2 r-4	.	.	.	.	.	2 2a	1 1-r-2a	1 r	.	.	1 r-r-3	.	.	.	.	.	1 r-3	r 2a	.	r r-2a	.	1 r-r-4	.	.	2 2a-5	3 2a-4	.	1 2a	1 r-2a	1 r	.	1 r-r-2b	.	.
Ausb. von Typha angustifolia	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	1 1	1 2b	.	.	.	.	1 r	r r	1 r	r r-3	.	r r	.	.	.	3 2a-4	.	1 2b	.	.	.	.	1 2b	.
Ausb. von Schoenoplectus lacustris	1 r	1 r	.	1 1	.	.	2 2a	r r	.	.	.	.	1 r-2b	.	.	.	.	.	1 r-r-2a	1 r	1 r	r r-3	.	2 2a-2b	.	.	1 1-r-2b	2 2a	.	1 2b	.	.	.	r r-1	.	.
Cicuto-Caricetum pseudocyperi	1 1	.	.	.	.	.	.	1 r-r-1	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	r r	1 r-1	1 1-r-2a	.	r r	.	r r-2a	.	.	1 1-r-2a	1 2a	.	1 4	1 r-r-1	1 1	.	1 r-1	.	.
Schoenoplecto-Phragmitetum australis																																				
Ausb. von Phragmites australis	.	1 2a	.	1 2a	.	.	.	1 r	1 2a	1 r	.	.	1 r-r-2a	.	.	.	.	1 r	r r	.	.	1 r	.	r r	1 r	.	1 r	.	.	.	2 2a-5	.	1 2a	r r-2	.	.
Glycerietum maximae	.	.	.	.	.	.	.	.	1 2a	1 3	.	.	r r-2a	.	.	.	.	1 r	.	.	.	1 r-1	1 r	r r	.	.	.	.	.	.	1 3-5	.	.	r r-2b	.	.
Phalaris arundinacea-G.	1 r	1 r	1 1	.	.	.	.	1 1-r-1	1 1-r-1	.	.	.	1 r-r-2a	.	.	1 1	.	.	1 1-r-1	r r	2 1	1 r-1	.	.	r r-1	.	.	.	.	.	.	1 r-1	.	.	r r-2a	.	.
Frangulo-Salicetum cinereae																																				
Salix cinerea-B..	2 r-2a	1 r	.	.	1 r	.	.	1 r-r-2a	1 r	.	.	.	1 r-r-3	1 r	1 r	1 2a	.	.	1 1-r-2b	1 1-r-2b	.	1 r-2b	.	1 r-2b	.	.	1 1-r-3	2 2a-2b	.	.	1 1-r-2a	2 2a-2b	.	2 2a-5	.	.
Salix aurita-B.	.	.	.	1 r	.	.	.	.	.	.	.	.	2 2b	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 4	1 2b
Salix viminalis-Pflanzung	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
aquatische Pioniergesellschaften																																				
Potamogeton berchtoldii-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2 2a-3	.	.	.	.	1 2b-3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton pusillus-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2 2a-2b	.	.	.	.	.	.	2 2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton crispus-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nitella mucronata-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r 3	.	.	.
amphibische Pioniergesellschaften																																				
Ranunculus aquatilis agg.-B.	.	.	.	2 1-2a	1 1	.	1 1	1 r-1	1 1 1	.	1 1	.	1 r-r-2a	1 1	.	.	.	4 3	4 1	.	2 1-2a	1 1-1-2a	.	1 1-r-2a	1 1-r-1	4 1	.	.	.	.	2 1	1 1	.	1 r-2b	.	.
Callitriche palustris agg.-B.	.	1 r	.	.	.	.	.	2 r	.	.	.	.	r 1	.	.	.	.	1 V1-2a	.	1 1-r-1	.	r r-1	.	r r	.	4 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Apium inundatum-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	2 2b	.	.	.	.	r r-2a	.	.	.	.	1 1-2a	1 r	.	.	.	.	1 2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculetum aquatilis	.	.	.	.	1 1	.	.	.	.	.	.	.	r r-3	.	.	.	.	.	.	.	.	r 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche cophocarpa-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r 1	.	.	.	.	.	.	.	.	r r-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche platycarpa-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r 1	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculetum peltati	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1	.	r r-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche hamulata-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculetum fluitantis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1	.	.
Ranunculus trichophyllus-G.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
terrestrische Pioniergesellschaften																																				
Bidenti-Polygonetum hydropiperis	1 r	.	.	.	2 1	.	.	1 V-1	1 1-r-1	1 1	.	.	1 r-r-2a	.	.	.	.	1 1-r-2b	.	.	.	1 1-1-4	.	1 r-r-2b	4 1	1 1-r-2m	3 r-2b	1 1-r-2a	1 1	.	4 1	1 1	.	1 r-r-1	.	.	.
Bidens cernua-Bsg.	3 r-1	1 1	.	.	.	.	.	1 1-r-2a	1 1	1 r	.	1 r	1 r-r-2a	.	1 1	.	1 r	4 r-2b	4 1-3	1 1-r-1	2 r-1	1 1-3	.	1 1-r-4	1 2a	4 1	1 1-r-3	1 1	.	.	1 r	1 2m	.	1 1-r-2b	.	.
Juncus bufonius-Bsg.	2 r-1	.	.	1 r	.	.	.	1 1-r-1	.	.	1 1	.	1 r-r-4	.	.	.	.	1 1-r-2a	1 1-r-2a	3 r-1	3 r-1	1 1-1-3	.	1 1-r-2a	1 1-1-2a	1 1	1 1-r-3	1 1	.	.	1 r	1 2b	.	1 1-r-2b	.	.
Ranunculetum scelerati	1 r	.	.	3 r-1	1 r	1 r	.	.	1 r	.	.	.	1 r-r-2a	1 1	.	.	.	1 r-r-1	1 1-r-1	1 r-r-2b	1 r-2b	1 1-r-2a	1 2b	1 r-r-2b	1 1-r-2a	1 r-5	.	.	.	.	1 1-r-3	1 r	.	1 r-r-2b	.	.
Bidenti-Rumicetum maritimi	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	1 1	4 r	.	.	.	.	4 r	.	.	.	.	.
Alopecuretum aequalis	.	.	.	.	.	.	.	.	1 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2 2a	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 r	.	r r-1	.	.
Peplis portula-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1	.	.	.	.	4 1	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rorippa palustris-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r 1	1 1	.	.	.	.	.	.	.	1 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Röhrichtgesellschaften																																				
Oenantho-Rorippetum amphibiae	.	1 1	.	.	.	1 1	.	1 1-2m	1 1-r-2b	1 2b	.	.	1 r-r-2a	.	.	1 2b	.	4 1	1 1-1-3	4 1	3 1-4	1 1-r-3	1 r	1 1-r-3	.	.	1 1-r-5	1 3	1 1	.	1 1-1-2a	1 2b	1 1	1 1-r-2b	1 3	.
Sagittario-Sparganietum emersi	1 r	1 2a	1 2a	1 2a	.	.	.	1 r	.	.	.	1 r	1 1-r-2b	.	.	.	.	4 r	4 r-2a	1 1-2a	.	4 r-2b	.	.	.	.	.	1 r	.	.	.	.	.	.	.	.
Butometum umbellati	.	.	.	1 r	.	.	.	.	.	1 1	.	.	r r	.	.	.	.	.	r 2a	.	.	.	1 r	.	.	4 r	4 r	.	.	.	.	1 1	.	.	.	.
Schoenoplecto-Phragmitetum australis																																				
Ausb. von Schoenoplectus tabernaemontani	.	.	.	.	.	.	.	.	1 r	.	.	.	r r	.	.	.	.	4 r	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 r	.	.	.	.	.
Eleocharis palustris-G.																																				
Ausb. von Eleocharis uniglumis	.	.	.	1 1	.	.	.	.	1 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hippuridetum vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	1 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3 3	.	.	.	.	4 r	.	.	.	.	.
Acoretum calami	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r 2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Großseggenrieder																																				
Caricetum vesicariae	.	1 1	.	.	.	.	.	4 r	1 1-1-2a	.	.	.	4 r-r-1	.	.	1 2b	.	.	1 r-2a	1 r-1	2 1	1 1-1-2a	.	1 r-r-1	.	.	1 r	.	1 r	.	4 1	.	.	1 r-r-4	1 1	.
Peucedano-Calamagrostietum canescentis	.	1 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	4 1	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 r-r-1	1 r	.
Caricetum acutiformis	.	.	.	.	.	.	.	.	1 2a	1 1	.	.	r r	.	3 r	.	.	4 r	4 r	4 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scirpus sylvaticus-G.	1 r	.	.	.	1 r	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	2 r	4 r	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	4 r	.	.	r r	.	.
Caricetum paniculatae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	4 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 2a	.	.	r r	.	.
Caricetum ripariae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 2	.	.	.	.	.	r 2a	.	.	4 2a	.	.	.	4 2a	.	.	.	.	.
Caricetum gracilis	.	.	.	.	.	.	.	4 r	.	.	.	.	.	.	.	1 2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gehölze																																				
Salix-Pflanzungen	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1	1 r	.	.	r r-2a	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	r r-2a	.	.	4 1	.	1 r	.	.	.	.	1 r	.	.
Carici elongatae-Alnetum glutinosae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
sonstige Vegetationseinheiten.																																				
Lemnetum trisulcae	2 2a-3	.	1 2a	1 4	.	.	.	1 1 2a-3	1 1 2b-4	.	.	.	1 1 2a-5	1 4	1 3	.	1 4	1 1 2a-3	1 1 1-5	1 1-1-5	2 4-5	1 1 1-5	.	1 1-r-4	1 1 2b-4	2 4-5	4-5	2 4-5	.	1 4	1 1 1-4	2 4-5	1 2b	1 1 1-5	1 2b	.
Lemno-Spirodeletum polyrhizae	1 2m	.	.	.	.	1 4	1 2m	1 1 1-4	.	1 3	.	1 3	1 1 1-5	1 2m	.	.	.	.	1 1-5	1 1-4	.	1 1-1-5	.	1 1 2a-4	.	4 1	1 2a-4	.	1 5	.	1 2b-5	1 2a	1 2b	1 1-5	.	.
Solanum dulcamara-Schleier	.	.	.	1 r	.	.	1 r	1 r-1	1 1-2b	.	.	.	1 r-r-2a	.	1 r	1 3	.	r r	1 1-r-3	1 r-1	1 1	1 r-r-2b	.	1 r-2b	.	.	1 2a-2b	2 r-2a	1 1	1 6	1 1 r-r-3	1 r	1 2a	1 1 1-r-4	1 r	1 2a
Lemna minor-Bsg.	.	.	.	1 2a	.	.	.	4 2m	.	.	.	.	4 r-r-5	.	.	1 2m	.	.	4 2b	4 2a	.	1 1-r-5	1 1-1-3	1 2a	1 1-1-2a	1 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lemnetum gibbae	.	.	.	1 3	1 2a	.	.	4 2b	1 1 5	.	.	.	1 2m-5	.	.	.	.	4 2m	4 5	4 2b	.	1 2b-5	.	1 2b-5	1 V-3-5	.	4 5	.	.	.	.	.	.	1 3-5	.	.
Polygonum amphibium f. natans-Bsg.	.	.	1 r	1 3	1 1	.	.	.	1 1 r	.	.	.	1 r-r-2a	1 r	.	.	.	4 3	4 r-r	4 r	2 r-2a	4 r-r-2a	.	r r-r	.	1 2a-2b	.	.	.	.	.	.	1 r	r r	.	.
Juncus effusus-B.	1 1	.	.	.	.	.	.	1 1 1 r-r-4	.	.	.	.	4 r-r-2a	.	.	.	.	1 1-r-1	4 1	.	.	r r-2b	.	r r	.	.	1 r	.	.	.	1 r	.	.	r r-1	1 1	.
Ricciletum fluitantis	1 1	.	.	.	.	.	.	4 1	.	.	.	.	1 r-r-4	.	.	.	.	2 2b-5	.	1 4	1 r-r-2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 1-3	.	.
Hottonietum palustris	1 1	.	1 2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Iris pseudacorus-Bsg.	.	1 r	1 2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 r-2b	.	.	.	.	.	.	1 2a	.	2 4-5	.	1 r-r-3	.	.	1 6-5	.	.	.	.	1 1	.	4 1-2b	1 2a	.	.
Glyceria declinata-G.	.	.	.	.	1 1	.	.	.	1 1 1-2a	.	.	.	r r-2a	.	.	.	.	1 r-r	.	r 2a	.	1 r-2a	.	r r	.	.	1 r-2a	.	.	.	4 r	1 r	2 r-2a	1 r-2b	.	.
Nasturtietum microphylli	.	.	.	1 r	.	.	.	.	1 r	.	1 1	.	r r-1	.	.	.	.	.	.	.	.	4 1-2a	.	4 1-2b	1 1 r-2a	.	.	.	.	.	4 1	1 r	.	r r	.	.
Lycopus europaeus-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 r-2b	1 r	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	r r-r	.	.	.	2 2a	.	.	.	.	.	.	.	.
Alisma plantago-aquatica-Bsg.	.	1 2a	.	.	1 r	.	.	.	.	.	.	.	1 r-2a	.	.	.	.	.	1 r-1	.	.	r r-2a	1 1	4 1	4 r	.	.	.	.	.	.	.	.	1 r-1	.	.
Potentilla palustris-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 r-1	.	.	.	.	r 1	.	.	1 r	r r-r	.	r r-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r-r	.	.
Veronica beccabunga-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r 1-2a	.	.	.	.	r r	4 3	.	1 r	.	.	r r-2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 r-2a	.	.
Mentha aquatica-Bsg.	.	1 2b	.	.	.	.	.	4 r	.	.	.	.	4 r-1	.	.	.	.	.	4 1	.	.	.	.	4 r-r	.	.	4 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ricciocarpetum natantis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r-1	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Berula erecta-Bsg.	.	.	.	.	1 1	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	r 4	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1	.	.	.	.	.	.	.	1 1	.
Sium latifolium-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	r r	.	.	1 2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myriophyllo-Nupharetum																																				
Ausb. von Nymphaea alba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ausb. von Nuphar lutea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r 2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calletum palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Catabrosetum aquaticae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lemno-Utricularietum vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 2e	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Utricularietum australis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eriophorum angustifolium-Bsg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 1	.	.	.	.	.
Moorgemeinschaften																																				
Leptodictyum riparium-Gemeinschaft	.	1 2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 3	.	.
Drepanocladus aduncus-Gemeinschaft	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 r-2b	.	.	1 4	.	4 1	4 r-1	1 1 r-3	1 1	r 3-5	.	r 2a	.	4 1	1 4	1 1	.	1 2b	4 1	1 2b	.	2 1-2	.	.	.
Calliergonella cuspidata-Gemeinschaft	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r-1	.	.	.	.	.	4 r	.	.	.	.	4 r-3	.	.	.	.	.	.	1 r-3	1 1	.	4 4	.	.	.
Sphagnus fimbriatum-Gemeinschaft	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	4 1	.	.	.	.	.	.	.	4 4	.	.	.
Sphagnus fallax-Gemeinschaft	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fontinalis antipyretica-Gemeinschaft	.	.	.	.	.	.	.	4 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4 2b	.	.	.
Algenwatten	.	.	.	.	.	1 2a	.	.	1 2b	.	.	.	r 2b-3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.
anthropogene Depositionen																																				
Lesesteine	.	1 2a	1 r	.	.	.	.	4 2b	1 1	.	.	.	1 r-1	.	.	.	.	1 1-2a	1 r-2a	1 r-1	3 r-2m	1 r-1	.	4 2a-4	1 2b	.	.	4 3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Altholz	.	1 2a	.	.	.	.	1 r	4 r	1 2a	.	.	.	4 1-2a	.	.	1 1	.	.	1 2a	.	.	r r-1	.	1 r-2a	.	1 r	1 1 r-1	1 r	1 1	.	1 4-2a	.	1 1	1 r-2b	.	.	.
Müll	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	4 r-2a	.	.	r r-1	.	1 r-2b	.	.	1 1	1 r-1	1 1	1 2b	.	1 1	.	.	1 r-2b	.	.	.
Streu, Schrot	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 1-r-3	.	.	.

I Parvopotamion-Typ
- a Untertyp der Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft
  - Spalte 1: Dominanzkomplex der Potamogeton obtusifolius-Basalgesellschaft
  - Spalte 2: Dominanzkomplex der Chara fragilis-Basalgesellschaft
  - Spalte 3: Dominanzkomplex der Potamogeton acutifolius-Basalges

MITTEILUNGEN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT GEOBOTANIK IN SCHLESWIG-HOLSTEIN UND HAMBURG e.V.

Folgende Hefte sind noch lieferbar:

5, 1955 Festschrift für Dr. h.c. Willi CHRISTIANSEN zum 70. Lebensjahr, 325 S., DM 10,30

6, 1956 RAABE, E.W., Bericht über die Arbeitstagung in Lauenburg, 39 S., DM 0,80

11, 1963 SCHREITLING, K.-Th., Im Spülsaum der nordwestdeutschen Flachküste, 105 S., DM 6,00

13, 1965 HEYKENA, A., Vegetationstypen der Küstendünen an der östlichen und südlichen Nordsee, 135 S. u. Tabellen, DM 12,70

20, 1972 URBSCHAT, J., Flora des Kreises Pinneberg, 281 S., DM 13,45

22, 1973 WEBER, H.E., Die Gattung Rubus im nordwestlichen Europa... (nur für Mitglieder der AG abgebbar), DM 22,50

23, 1973 FRAHM, J.-P. und E. WALSEMANN, Nachträge zur Moosflora von Schleswig-Holstein, 205 S., DM 10,20

24, 1974 CLAUSEN, W., Zur Geschichte und Vegetation ostholsteinischer Stockausschlagwälder, 125 S., DM 8.20

25, 1975 USINGER, H., Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchungen an zwei Spätglazialvorkommen in Schleswig-Holstein, 183 S. DM 16,80

26, 1976 MÖLLER, H., Soziologisch-ökologische Untersuchungen der Sandküstenvegetation an der schleswig-holsteinischen Ostsee, 166 S., DM 25,30

27, 1976 KLINGER, P.-U., Bearbeitung der mitteleuropäischen Sphagna cuspidata..., 59 S., DM 4,50

28a 1977 SCHREITLING, K.-Th., Wir bestimmen Laubbäume im Winter, 47 S., DM 4,00

28b 1977 SCHREITLING, K.-Th. Wir bestimmen Bäume im Sommer, 28 S., DM 2,40

29, 1978 MARTENSEN, H.-O. u. W. PROBST, Synoptische Rubus-Flora für Nordwestdeutschland und Nordeuropa, 144 S., DM 10,80

30, 1979 CHRISTENSEN, E. und J. WESTDÖRP, Flora von Fehmarn, 262 S., DM 13,40

31, 1981 RAABE, E.W., Über die Vegetation dess Vorlandes an der östlichen Nordseeküste, 124 S. und farbige Vegetationskarte, DM 20,80

32, 1982 RAABE, E.W., C. BROCKMANN u. K. DIERSSEN, Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein, 317 S., DM 30,00

33, 1984 Zur Flora und Vegetation Schleswig-Holsteins und angrenzender Gebiete - Dem Andenken an E.W. RAABE gewidmet, 315 S., DM 34,00

34, 1984 HÄRDTLE, W., Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste, 142 S., DM 10,30.

35, 1985 GULSKI, M., Landschaftsökologische Untersuchungen im Hellbachtal (Kreis Herzogtum Lauenburg), 109 S., DM 10,80.

36, 1986 JANSEN, W., Flora des Kreises Steinburg, 403 S., DM 34,00

37, 1987 ALTROCK, M., Vegetationskundliche Untersuchungen am Vollstedter see unter besonderer Berücksichtigung der Verlandungs-, Niedermoor- und Feuchtgrünland-Gesellschaften, 128 S., DM 15,50.

38, 1988 SCHRAUTZER, J., Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein, 189 S., DM 37,50.

Die Preise gelten für Mitlieder der AG Geobotanik, für Studierende und für den Burchhandel. Sie entsprechen den reinen Herstellungskosten.

Anschrift der Arbeitsgemeinschaft:

Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.
Neue Universität, Biologiezentrum N 41a, D-2300 Kiel 1.